

POST TRAITEMENT D'EFFLUENTS INDUSTRIELS TRÈS CONCENTRÉS SUITE AU PROCÉDÉ DE
CHIMIE VERTE D'OXYDATION EN VOIE HUMIDE

Par
Kathy Archambault

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement et développement durable en vue
de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de Marc-J. Olivier

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Septembre 2018

SOMMAIRE

Mots-clés : oxydation en voie humide (OVH), effluents industriels très concentrés, centre de transfert technologique en écologie industrielle (CTTÉI), traitement biologique, traitement électrochimique, chimie verte, analyse multicritère

Cet essai vise à effectuer une revue de la littérature afin d'identifier et comparer des procédés possibles de post traitement à l'oxydation en voie humide, puis d'analyser les forces et les limitations de chacun afin d'émettre des recommandations pour divers contextes d'application. La gestion des effluents industriels occupe une place importante au Québec dans une perspective de développement durable. Actuellement, des rejets industriels très concentrés sont envoyés à l'extérieur de la province afin d'être incinérés là où la réglementation le permet. Le Centre de transfert technologique en écologie industrielle travaille présentement au développement d'un procédé de chimie verte, soit l'oxydation en voie humide, qui nécessite toutefois l'association à un post traitement afin de permettre le rejet d'effluents conformes aux normes en vigueur au Québec.

Dans ce travail, la problématique et les recherches concernant l'oxydation en voie humide sont exposées, puis six procédés électrochimiques, biologiques et de chimie verte sont présentés. Une analyse multicritère basée sur l'évaluation de douze critères touchant les sphères environnementale, économique, sociale et technique permet de comparer les méthodes de traitement et de mettre en lumière leur applicabilité pour le cas à l'étude. Cette analyse montre ainsi que les réacteurs à biofilm sont les plus appropriés dans le contexte, suivis du traitement par boues activées, de l'électrooxydation puis des procédés bioélectrochimiques. Les méthodes d'électrocoagulation et les procédés électrochimiques par membrane terminent en queue de peloton en se basant sur les critères étudiés.

Des recommandations ont été émises pour les diverses parties prenantes en jeu. Ainsi, afin de favoriser la mise en place d'un tel procédé pour la gestion des effluents industriels, il sera important que le milieu scientifique, incluant le Centre de transfert technologique en écologie industrielle, poursuive la réalisation d'études de faisabilité en contexte québécois pour l'ensemble du traitement et plus particulièrement en ce qui concerne le couplage des procédés d'oxydation en voie humide et de réacteurs à biofilm. Il doit aussi assurer une communication bilatérale efficace avec les industries. De leur côté, les acteurs du milieu industriel doivent favoriser ce transfert de connaissances avec le milieu scientifique, tout en priorisant l'utilisation de méthodes de gestion ayant des impacts environnementaux moins néfastes. Enfin, les recommandations concernant les municipalités et les gouvernements cernent principalement le maintien ou le renforcement des normes pour les rejets d'effluents ainsi qu'un encadrement réglementaire quant à l'exportation et à l'élimination de rejets à l'extérieur de la province. De cette façon, les recommandations permettent l'implantation du procédé d'oxydation en voie humide et de son post traitement dans le milieu industriel afin de limiter les impacts négatifs sur l'environnement.

REMERCIEMENTS

D'abord, merci à mon directeur d'essai, M. Marc Olivier, pour son souci du détail et sa disponibilité. Ses conseils, ses commentaires constructifs et son support tout au long du processus m'ont permis de constamment peaufiner le travail. Un remerciement également à M. Pedro Ramirez et à M. Jean-François Vermette du Centre de transfert technologique en écologie industrielle pour leur confiance et leur ouverture au cours du projet.

J'aimerais aussi remercier tous les membres de ma famille, qui m'ont permis, chacun à leur façon, de trouver la motivation nécessaire tout au long de mes études. Enfin, merci à mes amis rencontrés pendant ce parcours scolaire, sans qui ces dernières années n'auraient pas été aussi agréables!

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1. MISE EN CONTEXTE DE LA PROBLÉMATIQUE	4
1.1. Situation actuelle	4
1.2. Encadrement réglementaire des rejets d'effluents	5
1.3. État de la recherche au Québec concernant l'OVH	7
2. TRAITEMENT DES EFFLUENTS PAR L'OVH.....	8
2.1. Description de l'OVH	8
2.1.1. Procédé	8
2.1.2. Cinétique.....	10
2.2. Propriétés des effluents suite à l'OVH.....	10
2.3. Impacts du post traitement des effluents.....	11
2.3.1. Impacts environnementaux de l'OVH et du post traitement des effluents	12
2.3.2. Impacts sociaux de l'OVH et du post traitement des effluents	12
2.3.3. Impacts économiques de l'OVH et du post traitement des effluents.....	13
3. REVUE DE PROCÉDÉS ÉLECTROCHIMIQUES DE POST TRAITEMENT	14
3.1. Procédés d'électrooxydation	14
3.1.1. Description	14
3.1.2. Conditions et limites d'opération.....	15
3.1.3. Forces et faiblesses de la technologie	15
3.2. Électrocoagulation	16
3.2.1. Description	16
3.2.2. Conditions et limites d'opération.....	18
3.2.3. Forces et faiblesses de la technologie	20
3.3. Procédés électrochimiques par membrane.....	22
3.3.1. Description	22
3.3.2. Conditions et limites d'opération.....	25
3.3.3. Forces et faiblesses de la technologie	26
4. REVUE DE PROCÉDÉS BIOLOGIQUES OU DE CHIMIE VERTE DE POST TRAITEMENT	28

4.1.	Traitement par boues activées	28
4.1.1.	Description	28
4.1.2.	Conditions et limites d'opération.....	30
4.1.3.	Forces et faiblesses de la technologie	32
4.2.	Réacteur à biofilm.....	34
4.2.1.	Description	34
4.2.2.	Conditions et limites d'opération.....	37
4.2.3.	Forces et faiblesses de la technologie	38
4.3.	Procédés bioélectrochimiques.....	40
4.3.1.	Description	40
4.3.2.	Conditions et limites d'opération.....	42
4.3.3.	Forces et faiblesses de la technologie	43
5.	ANALYSE MULTICRITÈRE DES PROCÉDÉS DE POST TRAITEMENT	45
5.1.	Méthodologie	45
5.1.1.	Fonctionnement de la grille d'analyse	45
5.1.2.	Établissement de la pondération	46
5.1.3.	Établissement des critères et de leur pondération	46
5.2.	Résultats de la grille d'analyse	50
5.3.	Évaluation pour chaque technologie	53
5.3.1.	Procédés d'électrooxydation	53
5.3.2.	Électrocoagulation	54
5.3.3.	Procédés électrochimiques par membrane	55
5.3.4.	Traitement par boues activées	56
5.3.5.	Réacteur à biofilm.....	57
5.3.6.	Procédés bioélectrochimiques.....	58
5.4.	Interprétation de la grille d'analyse.....	60
6.	RECOMMANDATIONS	62
6.1.	Recommandations au CTTÉI et au milieu scientifique	62
6.2.	Recommandations aux industriels	62

6.3. Recommandations aux municipalités et au gouvernement provincial	63
CONCLUSION.....	64
RÉFÉRENCES	67
BIBLIOGRAPHIE	73
ANNEXE 1 – SÉLECTION DES PROCÉDÉS ANALYSÉS	74

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1	Répartition des couts associés à la gestion de l'eau dans les industries manufacturières canadiennes	5
Figure 2.1	Déroulement global de l'oxydation en voie humide.....	8
Figure 2.2	Schéma général du procédé d'oxydation en voie humide	9
Figure 3.1	Procédés électrochimiques sélectionnés	14
Figure 3.2	Schéma général d'une cellule d'électrocoagulation	18
Figure 3.3	Arrangements possibles des électrodes lors de l'électrocoagulation	19
Figure 3.4	Arrangement des membranes et des charges associées pour un retrait de Na^+ et SO_4^{2-} ...	24
Figure 3.5	Montage du procédé électrochimique par membrane à l'échelle pilote et à l'échelle industrielle	25
Figure 4.1	Procédés biologiques et de chimie verte sélectionnés	28
Figure 4.2	Schéma général d'un traitement par boues activées	30
Figure 4.3	Formats possibles de matrice pour les réacteurs à biofilm	36
Figure 4.4	Principales conformations de réacteurs à biofilm.....	37
Figure 4.5	Schéma d'un traitement bioélectrochimique en représentation avec écoulements et en photo.....	41
Figure 5.1	Résultats obtenus pour l'analyse multicritère	60
Tableau 1.1	Contaminants et limites associées pour les rejets dans les égouts municipaux au Québec. 6	
Tableau 2.1	Caractéristiques des effluents à traiter par le procédé de post traitement suite à l'OVH	11
Tableau 3.1	Types de mécanisme pour la récupération de polluants	17
Tableau 3.2	Forces et limitations de l'électrocoagulation.....	21
Tableau 3.3	Forces et limitations des procédés par membrane	27
Tableau 4.1	Forces et limitations du traitement par boues activées	34
Tableau 4.2	Forces et limitations des réacteurs à biofilm	39
Tableau 4.3	Forces et limitations des procédés bioélectrochimiques.....	44
Tableau 5.1	Échelle de pointage pour l'évaluation des critères d'analyse.....	46
Tableau 5.2	Échelle de pondération pour les critères d'analyse.....	46
Tableau 5.3	Critères sélectionnés pour l'analyse et leur pondération	47
Tableau 5.4	Grille d'analyse multicritère	52

LISTE DES ACRONYMES, SIGLES ET SYMBOLES

AEM	Membrane monopolaire échangeuse d'anions
BA	Boues activées
BPM	Membrane bipolaire
CEM	Membrane monopolaire échangeuse de cations
CTTÉI	Centre de transfert technologique en écologie industrielle
DBO	Demande biochimique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
EC	Électrocoagulation
EIX	Échange d'ions électrochimique (<i>Electrochemical ion exchange</i>)
EM	Électromembrane
EO	Électrooxydation
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MDR	Matières dangereuses résiduelles
MEC	<i>Microbial electrolysis cell</i>
MFC	<i>Microbial fuel cell</i>
OHT	Oxydation hydrothermale (synonyme de l'OVH)
OVH	Oxydation en voie humide
SPE	Substance polymérique extracellulaire

LEXIQUE

Azote total Kjeldahl	Teneur en composés non oxydés de l'azote (principalement azote organique ou azote ammoniacal) d'un échantillon, déterminée dans les conditions définies par la méthode Kjeldahl (Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau, s.d.).
Biodégradabilité	Capacité de transformation d'une substance par les microorganismes (Olivier, 2016).
Chimie verte	Domaine ayant pour but de concevoir des produits et des procédés chimiques permettant de réduire ou d'éliminer l'utilisation et la synthèse de substances dangereuses (United States Environmental Protection Agency, s.d.).
Demande chimique en oxygène	Paramètre utilisé dans le contrôle des eaux usées et les études de pollution. C'est la mesure de la quantité équivalente d'oxygène nécessaire à l'oxydation de la majeure partie de la matière organique et de certains ions inorganiques oxydables (Ville de Montréal, s.d.).
Oxydation	Réaction au cours de laquelle un composé chimique perd des électrons au profit d'un oxydant (Termium Plus, s.d.)
Polluant	Substance physique, chimique ou biologique qui provoque un effet néfaste démontré. Un polluant est d'origine anthropique (Olivier, 2016).

INTRODUCTION

Depuis plusieurs années, un encadrement plus rigoureux cible les rejets d'effluents industriels dans plusieurs régions du monde. Le Québec n'y fait pas exception et plusieurs domaines d'opération sont règlementés, en plus des seuils de rejets imposés par les municipalités de la province. Cependant, lorsque les effluents rejetés par les industries possèdent une trop grande concentration de certains composés organiques, des mesures additionnelles doivent être appliquées.

En effet, sans gestion rigoureuse, ces rejets peuvent avoir des impacts dommageables pour l'environnement engendrant, qui plus est, une perception négative de ces industries par les citoyens. De ce fait, un besoin se fait sentir de la part des industriels pour des solutions de traitement qui limitent leurs impacts environnementaux de façon rentable, tout en permettant une perception positive de la part des populations. Un défi relatif à cette situation est la variabilité de la composition des effluents selon les diverses industries et même à l'intérieur d'une même industrie.

Afin de proposer une alternative optimale à l'incinération des rejets pour les industries générant des effluents très concentrés, l'oxydation en voie humide est un procédé dont l'étude débute au Québec, notamment au Centre de transfert technologique en écologie industrielle (CTTÉI). Cette technologie permet de traiter des effluents provenant de multiples domaines, dont les usines papetières, du traitement des eaux usées municipales et des industries rejetant des composés chimiques dangereux (Zou, Li et Hung, 2007). Jusqu'à maintenant, les résultats obtenus permettent de réduire substantiellement la demande chimique en oxygène (DCO) et d'induire une transformation importante de la matière organique, bien que quelques résidus oxydés peu biodégradables subsistent (Vermette, Desjardins, Ramirez et Tremblay, 2018). En effet, le traitement permet de minéraliser une large partie des matières organiques, ce qui abaisse la DCO, en plus de modifier la structure des molécules organiques non minéralisées de façon à augmenter la biodégradabilité des résidus, donc diminuer d'autant la demande biochimique en oxygène (DBO). Pour ces rejets particuliers, un post traitement complémentaire est requis suite à l'OVH avant de retourner ces effluents aux égouts ou au milieu naturel.

Ainsi, l'objectif de cette production sera d'identifier et de comparer des procédés de post traitement d'effluents industriels très concentrés suite au procédé de chimie verte qu'est l'oxydation en voie humide (OVH). Pour y arriver, des procédés potentiels de post traitement pour des eaux industrielles traitées par OVH seront d'abord répertoriés, puis trois procédés électrochimiques et trois procédés biologiques seront retenus pour l'analyse. Par la suite, les paramètres d'opération liés à l'utilisation de ces technologies ainsi que leurs forces et leurs limites seront mises de l'avant afin de mieux comprendre chacune d'entre elles. Des critères d'évaluation seront ensuite établis dans le but de comparer les méthodes identifiées. Enfin, des recommandations seront émises pour prioriser parmi les technologies à prioriser afin de limiter de façon optimale les impacts négatifs sur l'environnement de ces entreprises. En suivant ces étapes, il sera alors possible de prendre en considération l'ensemble du contexte dans lequel s'inscrit la gestion des effluents

industriels très concentrés, tant du côté environnemental que d'un point de vue social, technique et économique.

Le cadre de l'analyse pour cette étude se limite au territoire québécois. Une proposition générale de technologie de post traitement pour l'ensemble des industries québécoises rejetant des effluents très concentrés est faite. Cependant, les normes encadrant les rejets aux égouts sont définies par chacune des municipalités de la province. De façon générale, elles reprennent le modèle de règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égout des municipalités du Québec proposé par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (2015). Ce sont donc les spécifications de ce modèle qui sont utilisées dans le cadre de la présente étude.

Afin de colliger un maximum d'information pertinente, diverses sources ont été utilisées. Ainsi, des chercheurs du Centre de transfert technologique en écologie industrielle (CTTÉI) ont été directement consultés afin d'obtenir de l'information pertinente sur l'oxydation en voie humide (OVH) et ses rejets. Par ailleurs, la littérature a été explorée. Des publications scientifiques, universitaires et gouvernementales ont notamment été consultées à cet effet afin de réunir l'information concernant l'OVH et des post traitements potentiellement compatibles ainsi que les normes québécoises à respecter pour les rejets d'effluents industriels. Afin d'assurer la qualité et la validité des sources consultées, certains critères temporels et géographiques ont été définis afin d'assurer que les informations utilisées sont à jour et applicables pour le contexte québécois. Une multitude de sources variées et crédibles, respectant les critères de qualité, a donc été utilisée.

Le premier chapitre du document établit la problématique. Un portrait de la situation concernant la gestion actuelle des rejets d'effluents très concentrés y est d'abord effectué, puis le cadre réglementaire entourant ces rejets est présenté. Le stade actuel de la recherche concernant l'OVH, principalement pour la recherche effectuée par le CTTÉI, est discuté.

Le deuxième chapitre présente les implications du traitement des effluents par l'OVH afin de mieux définir les conditions à considérer dans les propositions de technologie de post traitement. Le fonctionnement global de l'OVH ainsi que les propriétés des effluents à leur sortie du traitement seront mis de l'avant. Les impacts environnementaux, sociaux et économiques de l'ajout d'un post traitement à l'OVH pour la gestion de rejets très concentrés sont également présentés.

Le chapitre 3 traite, quant à lui, des procédés électrochimiques de post-traitement. Les méthodes choisies sont décrites, puis les paramètres opérationnels liés sont discutés. Les forces et les faiblesses de chacune de ces technologies sont ensuite présentées.

Au quatrième chapitre, ce sont les procédés biologiques et de chimie verte qui sont mis à l'avant-plan. Tout comme pour le chapitre précédent, des procédés de post traitement sont proposés et expliqués. Les conditions et limites d'opération, puis les forces et limites associées à ces méthodes permettent de mieux comprendre chacune d'elles.

Le chapitre 5 détaille l'analyse multicritère des différentes technologies retenues afin de les comparer de façon plus objective. La méthodologie d'analyse utilisée est d'abord expliquée, puis chaque technologie ciblée y est évaluée. Les résultats sont ensuite interprétés.

Enfin, le sixième chapitre a pour but de mettre en lumière les recommandations résultant de l'analyse des diverses technologies de post traitement. Des recommandations sont émises en fonction du contexte dans lequel s'inscrivent les rejets.

1. MISE EN CONTEXTE DE LA PROBLÉMATIQUE

Afin de proposer des technologies appropriées à la problématique, il importe de comprendre la situation actuelle de gestion des effluents industriels concentrés, le cadre législatif dans lequel cette gestion s'inscrit ainsi que les avancées concernant la recherche sur l'OVH au Québec.

1.1. Situation actuelle

Depuis les dernières décennies, la problématique du rejet des eaux usées industrielles préoccupe tant les responsables des industries que les gouvernements et autres instances régulatrices ainsi que les citoyens puisque chacune de ces parties prenantes est affectée par la gestion en tant que telle ou par les conséquences qui en découlent. En effet, avec l'acquisition de plus en plus de connaissances en lien avec les impacts de ces rejets, les gouvernements possèdent la responsabilité d'adapter les lois et règlements en vigueur afin d'assurer une protection du territoire. Pour les industries, la responsabilité est de se conformer à ces régulations afin d'assurer le bien-être des êtres vivants, y compris les êtres humains, dans la région où les activités peuvent avoir des impacts. Si ce n'est pas le cas, le voisinage de ces industries ainsi que l'ensemble des citoyens peuvent être affectés par les conséquences associées aux rejets industriels, tout en étant en mesure de s'opposer en cas de non-respect des obligations de la part des entreprises.

Plusieurs industries, dans des domaines divers allant des mines aux industries chimiques en passant par les entreprises de métallurgie, rejettent des effluents très concentrés en composés organiques variés (alcools, acides carboxyliques, composés aromatiques, etc.). Ceux-ci ont souvent une grande stabilité chimique ou une faible capacité à se biodégrader, si bien que ces composés organiques en font des effluents généralement difficiles à traiter uniquement par les procédés utilisés couramment. Lorsque ces effluents sont trop concentrés pour être traités par les systèmes municipaux, ils ne peuvent pas être rejetés de façon légale directement aux égouts ou dans la nature. Un tel rejet dans des cours d'eau engendrerait des impacts néfastes majeurs pour la faune et la flore (Dia, Drogui, Dubé et Buelna, 2016). De plus, plusieurs régulations environnementales québécoises empêchent l'incinération de tels rejets sur le territoire (Vermette et al., 2018).

C'est alors que les coûts associés au traitement des rejets d'eau deviennent une part importante des coûts associés à la gestion de l'eau pour les industries canadiennes, comme le montre la figure 1.1. Leur traitement peut ainsi présenter un potentiel intéressant d'optimisation.

Présentement, au Québec, ces effluents sont acheminés à des entreprises spécialisées en gestion des matières dangereuses résiduelles (MDR). Ces déchets sont alors consolidés et envoyés à l'extérieur de la province pour être incinérés ou éliminés. Ce transport de matières dangereuses résiduelles ainsi que l'incinération en tant que telle impliquent des coûts importants et des impacts négatifs sur l'environnement (Boutin, Ferasse et Lefevre, 2011). Cette gestion entraîne notamment d'importantes émissions de CO₂ ainsi que d'autres rejets gazeux nocifs qu'il faut traiter eux aussi. Pour certains types de rejets provenant de l'industrie chimique ou de station d'épuration des eaux, cette incinération, en plus de ses impacts négatifs

sur l'environnement, engendre un déficit financier pour les entreprises (Centre de transfert technologique en écologie industrielle [CTTÉI], s.d.).

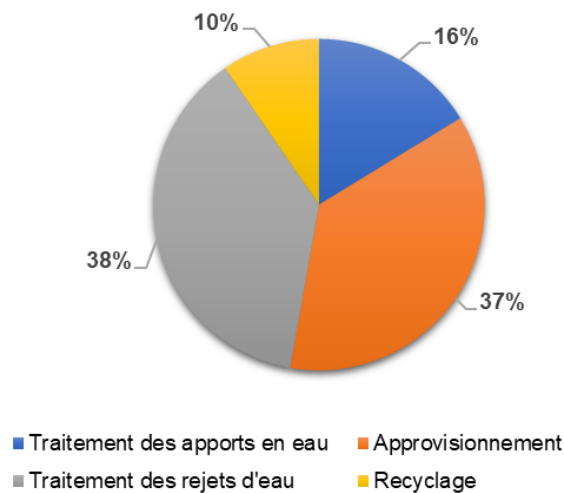


Figure 1.1 : Répartition des coûts associés à la gestion de l'eau dans les industries manufacturières canadiennes (Inspiré de : Statistiques Canada, 2011)

Il semble alors nécessaire de mettre de l'avant des solutions pour assurer une gestion plus viable de ces effluents. L'OVH permet le traitement des effluents étant trop concentrés ou trop toxiques pour la majorité des traitements existants en plus de permettre de traiter des rejets aqueux contenant des matières dangereuses, mais qui ne seraient pas présentes en concentration suffisante pour être incinérées (Vermette, Girard et Desjardins, 2016). Selon plusieurs études, il semble que l'ajout d'un post traitement suite à un procédé d'oxydation puisse faciliter l'obtention d'une certaine rentabilité économique pour les entreprises comparativement à une technologie d'oxydation seule (Gogate et Pandit, 2003 et Oller, Malato et Sanchez-Perez, 2011).

1.2. Encadrement réglementaire des rejets d'effluents

Un des buts relatifs aux effluents traités est d'atteindre la qualité requise permettant un rejet de l'eau aux égouts. Pour y arriver, plusieurs contaminants contenus dans les effluents industriels analysés doivent être éliminés ou leur concentration doit être réduite. Dans le cadre du traitement étudié, les effluents sont donc traités une première fois par OVH, ce qui augmente la biodégradabilité en modifiant la nature des molécules organiques non minéralisées des rejets et diminue également la demande chimique en oxygène (DCO). Le post traitement proposé dans le cadre de la présente recherche doit, par la suite, permettre d'atteindre les normes définies au Québec pour de tels rejets.

Dans la province du Québec, ces normes sont spécifiques à chaque municipalité. Cependant, le MDDELCC propose un modèle de règlement à suivre à ce sujet afin d'assurer une certaine uniformité à travers la province. La dernière version de ce document (MDDELCC, 2015) présente des seuils basés

majoritairement sur le *Règlement 2008-47* de la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM), tant par rapport aux contaminants encadrés qu'aux quantités limites permises.

Le tableau 1.1 présente les contaminants de base et les contaminants organiques, pertinents au cas à l'étude, qui doivent être considérés pour tout rejet dans les réseaux d'égouts municipaux au Québec, ainsi que les quantités limites associées. Ce sont les cibles qui seront visées pour le post traitement proposé, en fonction de la composition de base des effluents présentée à la section 2.2 du présent essai.

Tableau 1.1 : Contaminants et limites associées pour les rejets dans les égouts municipaux au Québec (inspiré de : MDDELCC, 2015)

Contaminant	Norme de rejet
Contaminants de base	
Azote total Kjeldahl	70 mg/L
Demande chimique en oxygène	1000 mg/L
Huiles et graisses totales	150 mg/L
Hydrocarbures pétroliers C ₁₀ -C ₅₀	15 mg/L
Matières en suspension	500 mg/L
pH	6,0 à 9,5
Phosphore total	20 mg/L
Température	65 °C
Contaminants organiques	
Benzène	0,1 mg/L
Composés phénoliques totaux (indice phénol)	0,5 mg/L

Par ailleurs, il peut être intéressant de noter que pour certains types d'industries, une réglementation provinciale ou fédérale s'applique. Ces lois et règlements peuvent servir à édicter des seuils particuliers ou encore à encadrer le processus administratif relatif à la gestion des effluents. Par exemple, le *Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées* est un règlement fédéral s'appliquant à ce domaine particulier. Du côté provincial, le *Règlement sur les effluents liquides des raffineries de pétrole* est un exemple de règlement qui s'applique à ce secteur uniquement. Dans tous les cas, le seuil le plus sévère de rejet doit être respecté. Dans le cadre de cet essai, les limites présentées au tableau 1.1 seront

considérées, mais doivent donc être ajustées au besoin en fonction du contexte géographique et du domaine précis de l'entreprise.

1.3. État de la recherche au Québec concernant l'OVH

L'OVH est un procédé développé en Europe et aux États-Unis depuis quelques décennies et qui est maintenant utilisé dans le milieu industriel, mais qui demeure méconnu au Canada. Au Québec, le Centre de transfert technologique en écologie industrielle (CTTÉI) étudie depuis 2014 un procédé propre d'oxydation en voie humide, aussi appelé oxydation hydrothermale (OHT), permettant de traiter les effluents comportant de fortes concentrations de composés organiques.

Jusqu'à maintenant, plusieurs tests réalisés par l'équipe de recherche permettent d'évaluer l'applicabilité de l'OVH sur les effluents industriels québécois de façon économiquement viable. Au cours des premières années, l'expérimentation ciblait des rejets de boues de bassins d'aération, de peinture au latex, de surfactants et des solvants provenant d'industries chimiques. À la suite de ces tests, qui se sont révélés prometteurs, il a été mis de l'avant qu'un réel potentiel existait avec l'utilisation de cette technologie, tant du côté économique où les coûts de gestion sont moins élevés que pour l'incinération dans plusieurs cas, que du côté environnemental où les impacts néfastes sont réduits. (Vermette et al., 2016)

D'autres tests ont été menés à la suite de l'obtention de ces résultats. L'OVH a été comparée à d'autres types de procédés existants pour les effluents très concentrés, tels que l'électrooxydation. Ces résultats subséquents ont, encore une fois, permis de constater que l'OVH était une solution prometteuse, avec un temps de réaction plutôt rapide, une augmentation de la biodégradabilité des eaux grâce à une modification de la nature des molécules organiques non minéralisées ainsi qu'une diminution de la DCO. (Vermette et al., 2018) Il a toutefois été déterminé qu'il pourrait être avantageux d'ajouter un post traitement suite à l'oxydation en voie humide pour les effluents très concentrés dans le but d'atteindre une qualité de rejet conforme aux régulations en vigueur au Québec.

L'essai s'inscrit donc dans le contexte de recherche de procédés optimaux de post traitement (biologiques, électrochimiques ou de chimie verte). En fonction des caractéristiques des effluents à traiter (biodégradabilité, contenu, etc.), des procédés seront alors proposés en tenant compte du contexte de diverses parties prenantes en jeu, soient principalement les industries et les gouvernements mettant en place les régulations.

2. TRAITEMENT DES EFFLUENTS PAR L'OVH

Avec l'objectif de proposer un post traitement à l'oxydation en voie humide, il est essentiel de comprendre le fonctionnement du procédé de base. De plus, les propriétés des effluents à traiter par le post traitement, suite à l'OVH, doivent être connues afin de recommander des procédés appropriés ainsi que d'être en mesure de les optimiser en fonction des diverses conditions et des compositions d'effluents variées. Les impacts environnementaux, sociaux et économiques de l'OVH et, plus particulièrement, de l'ajout d'un post traitement doivent également être considérés dans les choix de technologies, principalement en comparaison avec les méthodes utilisées actuellement au Québec.

2.1. Description de l'OVH

Afin de mieux comprendre le procédé à considérer dans la recommandation de post traitement, il est intéressant de comprendre les différents types de procédés existants ainsi que la cinétique qui régit la réaction. De cette façon, il sera possible d'établir un scénario de base concernant les caractéristiques des effluents à traiter par le post traitement.

2.1.1. Procédé

Le principe de l'oxydation en voie humide repose sur l'ajout d'air ou d'oxygène dans un effluent à traiter à haute température et haute pression. Cette technologie est généralement utilisée pour traiter des effluents très concentrés ayant une DCO supérieure à 10 g/L. De façon générale, et pour le cas considéré dans le cadre de cet essai, la température varie entre 150 et 350 °C et la pression s'étale de 3 à 20 MPa. (Vermette et al., 2016) Ainsi, l'objectif d'un tel traitement est de convertir les composés organiques polluants contenus dans les effluents en des composés biodégradables de même que de convertir les composés inorganiques en leur forme plus oxydée. La figure 2.1 permet de présenter les réactions se produisant dans la globalité du procédé.

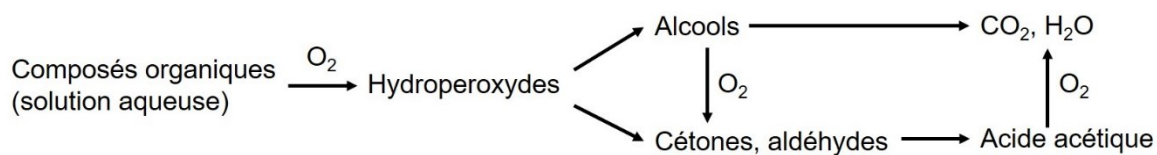
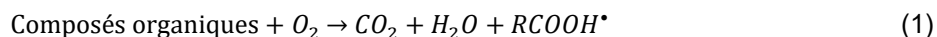


Figure 2.1 : Déroulement global de l'oxydation en voie humide (traduction libre de : Debellefontaine et Foussard, 2000)

Les composés organiques sont ainsi oxydés dans cette réaction globalement exothermique. Les équations 1 à 5 présentées ci-dessous permettent de constater que le carbone organique est oxydé principalement en dioxyde de carbone (CO_2) (réaction 1) tandis que les composés soufrés et phosphorés sont convertis en leur forme oxydée (réactions 2 et 5). Certains sous-produits organiques carbonylés identifiés par un astérisque sont néanmoins formés.



Un avantage de ce procédé par rapport à d'autres procédés d'oxydation avancés est sa capacité à permettre un meilleur contact entre les composés organiques et l'oxygène, ce qui favorise l'oxydation de façon plus importante (Debellefontaine et Foussard, 2000).

De façon générale, les deux types de réacteurs les plus répandus sont les réacteurs en colonne à bulles ainsi que les réacteurs à écoulement piston (*plug flow reactor*). Dans chacun de ces types de réacteurs, la réaction se déroule généralement en continu. Tel que le présente la figure 2.2, avec un exemple de colonne à bulles, l'effluent est d'abord transféré dans le réacteur à l'aide d'une pompe dans des écoulements à travers lesquels l'air ou l'oxygène est injecté. La température du mélange est ensuite adaptée aux paramètres prédéfinis pour cette réaction grâce à un échangeur de chaleur qui permet le chauffage. La réaction d'oxydation a ensuite lieu, suite à cette phase d'introduction, dans le réacteur choisi et adapté au cas traité. (Tungler, Szabados et Hosseini, 2015)

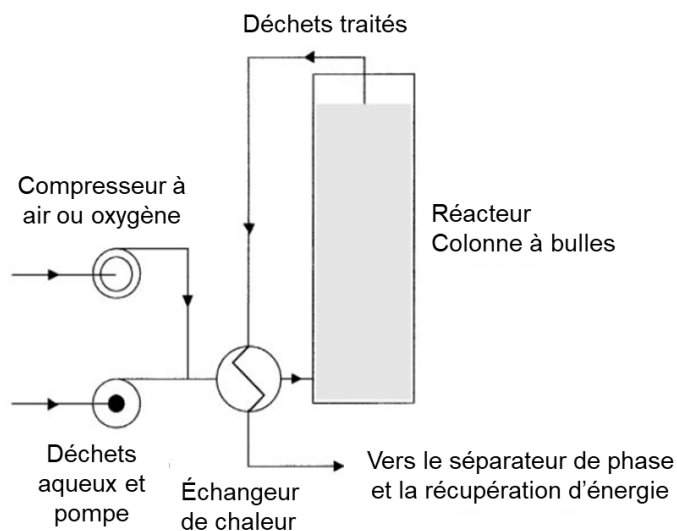


Figure 2.2 : Schéma général du procédé d'oxydation en voie humide (traduction libre de : Debellefontaine et Foussard, 2000)

Plusieurs paramètres intrinsèques au procédé ou aux effluents font varier l'efficacité de la réaction et du passage dans le procédé. Par exemple, les propriétés de dispersion dans le mélange et les paramètres de circulation de liquide et de gaz dans le procédé ont un impact important sur le rendement de la réaction. De

plus, les diverses propriétés thermodynamiques du mélange ainsi que les coefficients de transfert de masse qui y sont rattachés influencent également l'efficacité du procédé. (Debellefontaine et Foussard, 2000)

2.1.2. Cinétique

La réaction d'oxydation en voie humide est basée sur des réactions en chaîne avec des radicaux libres. D'abord en contact avec une quantité prédéfinie d'air ou d'oxygène, l'effluent passe un certain temps dans le réacteur puis la réaction d'oxydation en tant que telle se produit rapidement. Il est intéressant de mieux comprendre les mécanismes réactionnels en jeu afin d'optimiser le procédé ainsi que d'améliorer le design des réacteurs utilisés en fonction des réactions précises s'y produisant.

Le temps de résidence dans le réacteur est habituellement d'au moins une heure, pouvant aller jusqu'à plusieurs heures. Ce temps de passage dans le réacteur dépend de plusieurs paramètres, dont la concentration en oxygène ajoutée, la température et la pression auxquelles le mélange est conservé dans le réacteur et les types de composés organiques contenus dans les effluents. Le pH initial influence également le temps de résidence, celui-ci étant plus long à mesure que le pH augmente à partir d'un pH de 4. Par ailleurs, le pH évolue dans le temps, ce qui influence également la cinétique de la réaction. (Tungler et al., 2015)

Selon les mécanismes de cette cinétique, les radicaux libres (molécules organiques, OH, HO₂) sont libérés suite à une dissociation, ce qui permet à ce moment la réaction avec l'oxygène ajouté au mélange. Notamment, les radicaux liés aux composés organiques réagissent fortement avec l'oxygène présent, permettant d'obtenir ROO^{*}. Par le fait même, du peroxyde d'hydrogène est produit, puis est converti en radicaux hydroxyles. Ces radicaux peuvent alors continuer d'oxyder les composés organiques présents dans les effluents, jusqu'à atteindre un équilibre dans le réacteur (Tungler et al., 2015). Ainsi, une réaction se produit entre les composés organiques et l'oxygène, ce qui permet aux radicaux d'être libérés.

2.2. Propriétés des effluents suite à l'OVH

Pour le cas étudié, des caractéristiques seront définies quant aux propriétés des effluents à considérer. En effet, tel que constaté lors des expérimentations effectuées par le CTTÉI ainsi que dans la littérature consultée, les propriétés des effluents à l'entrée du procédé de traitement des eaux sont fortement variables. Leur provenance est l'un des facteurs influençant leur composition de même que les choix de paramètres du procédé d'OVH en tant que tels. Suite aux premiers tests effectués par le CTTÉI avec des échantillons possédant une composition variable, l'impact de ces divers paramètres a pu être évalué. (Vermette et al., 2018)

Aux fins de cet essai, il était essentiel de définir une composition spécifique ainsi que des paramètres physicochimiques prédéterminés pour les effluents à la sortie du procédé d'OVH, et donc à leur entrée dans le procédé de post traitement. En effet, ces paramètres permettront d'effectuer des recommandations appropriées au cas moyen visé pour les effluents québécois.

Ainsi, en fonction des tests préliminaires effectués par le CTTÉI, les caractéristiques des effluents à la sortie de l'OVH qui devront être considérées dans l'établissement des procédés de post traitement sont présentées au tableau 2.1. Ces valeurs représentent une moyenne des valeurs provenant de sept effluents et ont été obtenues lors des expérimentations du CTTÉI. De plus, la plage de valeurs dans lesquelles s'inscrivent tous les échantillons est également présentée.

L'hypothèse que la demande chimique en oxygène des effluents moyens est basée principalement sur le contenu en acide acétique (CH_3COOH), en éthanol ($\text{C}_2\text{H}_6\text{O}$) et en méthanol (CH_3OH) a été faite dans le cadre des évaluations effectuées lors de ces expérimentations. (P. Ramirez, courriel, 6 mars 2018; P. Ramirez, conversation téléphonique, 6 mars 2018 et Vermette et al., 2018) Par ailleurs, il est important de noter que, bien que l'OVH soit utilisée pour traiter des effluents possédant une DCO supérieure à 10 g/L, les échantillons analysés par la CTTÉI s'inscrivent dans une plage plus élevée.

Tableau 2.1 : Caractéristiques des effluents à traiter par le procédé de post traitement suite à l'OVH

Paramètre	Valeur moyenne	Plage de valeurs
Demande chimique en oxygène avant le traitement par l'OVH	182,5 g/L	89,0 – 306,8 g/L
Demande chimique en oxygène suite à l'OVH	13 g/L	N/A
Solides dissouts	59,1 g/L	26,6 – 119,1 g/L
Chlorures	3,9 g/L	0,5 – 16,7 g/L
Azote total Kjeldahl	2,8 g/L	0,1 – 6,6 g/L
Carbone total	42,7 g/L	31,5 – 58,4 g/L
Carbone inorganique	5,2 g/L	0,5 – 12,2 g/L
pH	4	N/A
Biodégradabilité	> 50 %	N/A

2.3. Impacts du post traitement des effluents

Pour évaluer la pertinence de mettre en place des nouvelles technologies de gestion des effluents industriels très concentrés, tant l'OVH que son post traitement, il est important de considérer les impacts environnementaux, mais également les impacts sociaux et économiques de ce changement.

2.3.1. Impacts environnementaux de l'OVH et du post traitement des effluents

D'un point de vue environnemental, le fait de gérer les effluents très concentrés par un traitement d'oxydation plutôt que de les incinérer présente de nombreux avantages. En effet, l'incinération de ces effluents est souvent incomplète, ce qui permet le rejet de composés tels que le monoxyde de carbone (CO) et des oxydes d'azote (NO_x) dans l'atmosphère, en plus du dioxyde de carbone (CO₂) et de l'eau (H₂O). (Debellefontaine et Foussard, 2000)

Ces gaz, en particulier le CO₂, participent de façon importante à l'amplification de l'effet de serre et leur relâchement dans l'atmosphère n'est donc pas souhaité d'un point de vue environnemental (Olivier, 2016). Au contraire, les procédés d'oxydation tels que l'OVH permettent de traiter l'entièreté de l'effluent avant son rejet, ce qui fait en sorte que les composés nocifs peuvent être transformés suite aux réactions d'oxydation ainsi qu'au post traitement sélectionné.

Par ailleurs, les cendres et autres particules solides expulsées dans l'atmosphère lors de l'incinération peuvent également être évitées lors d'un traitement d'oxydation suivi par un post traitement électrochimique ou biologique. Sachant, que ces particules participent aux problèmes atmosphériques, leur évitement par des procédés de traitement et de post traitement est un impact important à considérer pour ne pas surcharger les équipements d'interception des cendres volantes de l'incinérateur.

En plus de l'impact direct quant à la qualité des rejets d'effluents, la diminution du transport nécessaire comporte des impacts environnementaux positifs non négligeables. Effectivement, dans le cas des rejets québécois considérés dans le cadre de cet essai, les effluents doivent être transportés vers l'Ontario afin d'être incinérés. Étant donné la vaste étendue territoriale du Québec, ce déplacement peut représenter une distance importante pour les industries de la province.

De plus, le fait d'ajouter à cette oxydation un post traitement permettant de rejeter des effluents encore plus propres grâce à des procédés biologiques ou de chimie verte, par exemple, ajoute à l'intérêt environnemental de telles recherches industrielles. En effet, un objectif du traitement de l'eau par un post traitement suite à l'OVH est de permettre de retourner directement des eaux aux égouts grâce à leur qualité suffisante en respect des normes et des exigences réglementaires. Les impacts sur la faune et la flore lors des rejets sont ainsi minimisés.

2.3.2. Impacts sociaux de l'OVH et du post traitement des effluents

Les impacts sociaux à considérer pour le changement de l'incinération vers des procédés de chimie verte sont ceux touchant directement toutes les parties prenantes identifiées au premier chapitre. Principalement, il est pertinent de s'intéresser aux impacts sur la population et sur sa santé lors de l'utilisation d'un procédé d'oxydation pour le traitement des effluents par rapport aux impacts liés à l'incinération de matières. En effet, la combustion de déchets émet dans l'atmosphère plusieurs composés pouvant affecter l'être humain. Notamment, lors de l'incinération, plusieurs métaux lourds, dioxines et furanes sont émis et peuvent nuire

à la santé humaine lorsque leur concentration atteint certains seuils (National Research Council (US) Committee on Health Effects of Waste Incineration, 2000).

Or, il est également important de considérer les contrôles intégrés aux sites de combustion afin de limiter l'émission de tels polluants. Dans le cas à l'étude, aucune information ne peut être obtenue quant au cas spécifique du site où sont actuellement envoyés les effluents très concentrés québécois pour être incinérés. Les impacts discutés concernent donc l'incinération de rejets en général en fonction de sites analysés dans la littérature. Quoi qu'il en soit, les impacts de ces émissions sur la santé humaine ont maintes fois été démontrés.

Bien que ces effets soient connus pour les procédés considérés, une analyse plus complète de l'ensemble du cycle de vie des composants de chacun d'entre eux serait nécessaire afin d'obtenir un portrait plus précis de la situation. Somme toute, les impacts positifs de l'ajout d'un traitement par OVH et d'un post traitement par rapport à l'incinération concernant l'aspect social semblent être surtout perceptibles parce que moins dommageables sur la santé humaine.

2.3.3. Impacts économiques de l'OVH et du post traitement des effluents

En ce qui a trait à l'économie, l'ajout d'un procédé de traitement des effluents industriels concentrés plutôt que leur incinération comporte de nombreux impacts financiers, particulièrement pour les entreprises concernées par la gestion de tels effluents.

Alors que l'incinération est fréquemment choisie comme méthode de gestion à cause des faibles coûts de traitement et de gestion qu'elle engendre, cet argument n'est généralement pas valide pour les rejets industriels très concentrés québécois étant donné l'impossibilité d'effectuer l'incinération sur le territoire même de la génération des rejets. Ce faisant, le transport ajoute un coût important à cette gestion, ce qui n'en fait pas, de prime abord, la méthode la plus rentable économiquement pour les industries de la province.

Par ailleurs, en comparaison avec d'autres procédés d'oxydation avancés, l'oxydation en voie humide présente des avantages économiques intéressants compte tenu de son efficacité plus élevée pour des effluents très concentrés (Vermette et al., 2016). Sa rapidité de traitement comparativement à d'autres procédés oxydatifs avancés et son efficacité énergétique représentent également des impacts positifs significatifs d'un point de vue économique puisqu'une moins grande quantité d'énergie doit être fournie, en plus de pouvoir traiter un volume d'eau plus important en un minimum de temps.

Bien qu'à première vue, les impacts économiques, sociaux et environnementaux semblent positifs lors d'un changement de procédé par un traitement oxydatif des effluents plutôt que l'incinération pour les industries québécoises, il demeure important de prendre en considération les caractéristiques spécifiques au contexte de chacune des entreprises afin de dresser un portrait exact de chaque situation.

3. REVUE DE PROCÉDÉS ÉLECTROCHIMIQUES DE POST TRAITEMENT

Parmi les procédés potentiels de post traitement à envisager, plusieurs procédés électrochimiques ont été retenus. À travers ces options, les technologies retenues sont les procédés d'électrooxydation, l'électrocoagulation et les procédés par électromembrane, tel que montré en figure 3.1, en se basant sur l'information disponible dans la littérature ainsi que sur l'applicabilité apparente sur le territoire québécois. Ainsi, chacun de ces procédés sera décrit puis les paramètres d'opération visés ainsi que les forces et faiblesses de chacune de ces technologies seront décrits.

Le choix de ces trois procédés est basé sur l'analyse d'une multitude de procédés électrochimiques pour le traitement des eaux usées, présentée en annexe 1. Cette sélection est basée sur divers paramètres soient la pertinence de l'information accessible à son sujet ainsi que l'année de publication de cette information, l'applicabilité du procédé aux effluents visés dans cette étude et le développement du procédé à l'échelle industrielle.

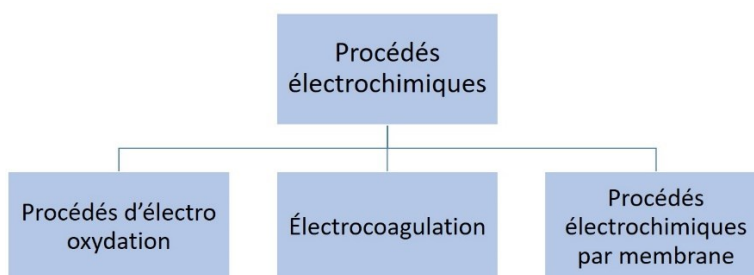


Figure 3.1 : Procédés électrochimiques sélectionnés

3.1. Procédés d'électrooxydation

Parmi les procédés de traitement électrochimiques, les procédés d'électrooxydation (EO) sont fréquemment utilisés dans la gestion des effluents. Ceux-ci seront donc décrits de façon générale, puis les conditions et limites d'opération potentielles pour le cas du Québec seront présentées avant d'identifier les forces et les faiblesses d'une telle technologie pour le cas à l'étude.

3.1.1. Description

Cette technologie sera décrite brièvement, en tenant compte du fait que des procédés présentés dans les sections subséquentes font également appel à des notions d'électrooxydation dans plusieurs étapes de leur fonctionnement. Les procédés utilisant l'électrooxydation dans leur entièreté sont nombreux, allant de l'oxydation anodique directe à l'électrooxydation indirecte utilisant des composés chimiques générés *in situ* lors de l'oxydation.

Ainsi, l'EO peut être décrite, de façon générale, comme une méthode générant une oxydation des polluants à la surface d'une électrode ou dans une cellule électrique. Des composés oxydants formés à l'anode permettent alors de transformer les composés à éliminer qui se trouvent en surface ou autour des électrodes

(Gaurina-Medjimurec, 2014). De cette façon, des radicaux hydroxyyles sont formés sur les électrodes et les polluants peuvent y être dégradés (Azarian, Miri et Nematollahi, 2017).

Ce type de procédé est utilisé pour le traitement des effluents provenant d'industries diversifiées qui renvoient des eaux contenant des matières organiques ainsi que des composés inorganiques (Särkkä, Bhatnagar et Sillanpää, 2015). Dans les conditions appropriées, l'acide acétique, le méthanol et l'éthanol présents dans les eaux étudiées peuvent être oxydés, tandis qu'il ne semble pas y avoir de composés réfractaires à ce type de procédé parmi ceux de ces effluents. L'EO est généralement utilisée en complément ou en prétraitement à d'autres procédés de traitement (Garcia-Segura, Ocon et Chong, 2018).

3.1.2. Conditions et limites d'opération

Pour les procédés simples d'électrooxydation, quelques études provenant de la littérature ont été retenues dans le but d'évaluer l'impact des paramètres d'opération. Les tests présentés sont, de façon générale, des expérimentations effectuées à l'échelle laboratoire.

Dans les cas analysés, le volume d'effluent à traiter varie de 80 à 500 mL, le traitement s'effectuant dans des réservoirs cylindriques à une température constante de 25 °C. Dans l'étude d'Azarian, Miri et Nematollahi (2017), des électrodes de PbO₂ ont été sélectionnées. Outre ce type d'électrode, des anodes de platine ou de carbone sont fréquemment utilisées. (Chakchouck, Elloumi, Belaid, Mseddi, Chaari et Kallel, 2017) Pour les cas québécois à l'étude, le choix de matériel pour de telles électrodes pourrait être principalement basé sur la composition des effluents. En effet, des électrodes de plomb semblent être plus appropriées pour le traitement de contaminants organiques en comparaison avec les autres types d'électrodes.

Des temps de traitement variables ont également été testés, ce qui a permis de définir que des temps d'opération autour de 120 minutes permettent de réduire de plus de 90 % la demande chimique en oxygène. L'effet de la variation du pH a aussi été testé, montrant que ce paramètre a un impact négligeable sur la diminution de la DCO. (Azarian, Miri et Nematollahi, 2017). Pour des études subséquentes, il semblerait donc plus pertinent d'étudier l'effet du temps de rétention dans le réacteur plutôt que l'impact de la variation du pH de la solution à traiter. D'autres paramètres tels que l'aire de la surface des électrodes ainsi que la conformation et la quantité d'électrodes à utiliser pourraient également être considérés dans un objectif d'optimisation de procédé.

3.1.3. Forces et faiblesses de la technologie

Globalement, les procédés d'électrooxydation présentent plusieurs avantages ainsi que certains désavantages pour le traitement d'effluents industriels. Ceux-ci seront décrits plus en détail pour les procédés aux sections 3.2 et 3.3 afin de relever de façon plus efficace les spécificités de chacun d'entre eux. Malgré tout, le faible coût d'acquisition et d'opération ainsi que la facilité de mettre de tels procédés en place représentent deux avantages majeurs.

Le manque de spécificité peut, quant à lui, être une faiblesse majeure pour traiter des effluents ayant une composition particulière. (Feng, Yang, Liu et Logan, 2016) Toutefois, pour le cas à l'étude, il ne représente pas un désavantage puisque l'objectif n'est pas de viser un polluant en particulier, mais plutôt un cocktail de polluants.

3.2. Électrocoagulation

L'électrocoagulation (EC) est l'un des procédés électrochimiques de traitement d'effluents industriels les plus étudiés. Il sera donc intéressant de s'attarder à sa description, aux conditions et limites d'opération observées dans la littérature et à leur applicabilité dans le cas des effluents très concentrés québécois ainsi qu'aux forces et aux limitations d'une telle technologie.

3.2.1. Description

L'électrocoagulation est un procédé basé sur l'application d'un courant direct à des électrodes placées dans l'eau (Chakchouk et al., 2017). Les électrodes peuvent alors être dissoutes, puis les ions ainsi libérés s'associent aux polluants présents dans l'effluent à traiter pour former des masses plus grosses. Celles-ci peuvent ensuite être retirées du milieu.

C'est donc la libération d'ions métalliques chargés à partir des électrodes sacrificielles (fer, aluminium ou autre métal) qui permet la déstabilisation de l'effluent et qui mène à une association de ces composés métalliques avec les composés polluants pour former des systèmes colloïdaux distincts du milieu aqueux (Garcia-Segura, Eiband. De Melo et Martinez-Huitle, 2017). L'objectif visé est donc la déstabilisation des polluants présents dans les effluents par l'ajout de charges opposées afin de générer la formation de particules colloïdales. (Moussa, El-Naas, Nasser et Al-Marri, 2017) Pendant que la réaction électrolytique se produit à partir d'une des électrodes, des composés permettant la coagulation, tels l'hydrogène ou l'oxygène gazeux et les hydroxydes, sont générés à l'électrode opposée et dans la solution aqueuse (Emamjomeh et Sivakumar. 2009). Ainsi, l'EC est un procédé avancé permettant de faire appel à des procédés plus simples tels que la coagulation, la flottation et les méthodes électrochimiques.

Ce procédé possède donc des similitudes avec la coagulation chimique, à la différence qu'un courant électrique est utilisé plutôt qu'un coagulant chimique. Dans les deux procédés, des ions sont effectivement introduits dans la solution à traiter, ce qui déstabilise et neutralise les particules de polluants présentes dans les eaux et permet de former des agrégats en suspension dans l'eau (Emamjomeh et Sivakumar, 2009 et Moussa, El-Naas, Nasser et Al-Marri, 2017).

Plusieurs recherches présentent l'utilisation de l'électrocoagulation comme un traitement complémentaire à des procédés biologiques ou à d'autres types de traitement (Garcia-Segura, Eiband, De Melo et Martinez-Huitle, 2017). L'option d'un cotraitement par l'électrocoagulation et par un autre procédé de traitement semble donc une option réaliste. Une utilisation de cette technologie en post traitement à l'OVH pourrait ainsi être envisageable.

En fonction des paramètres qui sont appliqués lors de l'opération, l'électrocoagulation permet de retirer divers types de contaminants des effluents traités grâce à l'introduction d'un courant électrique. Les solides suspendus, les matériaux colloïdes, les métaux et les solides dissouts en font partie (Garcia-Segura et al, 2017). Dans les études observées, le retrait de divers polluants, de pesticides, de radionucléides et de microorganismes s'est avéré efficace. Ainsi, il ne semble pas y avoir de problématique liée à l'oxydation des composés présents dans les effluents à l'étude, bien qu'il faille s'assurer de contrôler adéquatement la concentration en acide acétique et son impact sur le pH de la solution. De cette façon, il semble que l'EC puisse être utilisée pour réduire le contenu en matières organiques et inorganiques dans un milieu aqueux, ce qui peut représenter un avantage intéressant d'un point de vue environnemental pour le traitement d'effluents variables et variés dans le cas québécois étudié.

Au cours du procédé d'électrocoagulation, plusieurs étapes et réactions sont observées en continu. D'abord, l'électrode sacrificielle, généralement l'anode, est dissoute dans le milieu aqueux et oxydée, ce qui libère des cations, tout en menant à la formation d'oxygène gazeux à sa surface. À l'opposé, à la cathode, une formation d'ions hydroxydes est plutôt observée suite à une augmentation de cations en présence d'eau. Les particules coagulées insolubles sont ensuite formées lors de la libération d'ions métalliques dans le milieu. De cette façon, les colloïdes et particules polluantes peuvent être adsorbés sur ces coagulants ou former des complexes, puis les masses formées plus lourdes sédimentent alors que les plus légères flottent à la surface du milieu aidées par les microbulles de gaz formées à la surface de l'anode. Le tableau 3.1 présente divers mécanismes de récupération de polluants. En fonction du pH du milieu, les espèces présentes dans le milieu peuvent varier suite à la dissolution de l'électrode. (Azarian, Miri et Nematollahi, 2017) Les masses solides peuvent, par la suite, être retirées en aval par diverses méthodes telles que la centrifugation ou la filtration.

Tableau 3.1: Types de mécanisme pour la récupération de polluants (traduction libre de : Hakizimana, Gourich, Chafi, Stiriba, Vial, Drogué et Naja, 2017)

Polluant soluble	Mécanisme d'abattement
Anions sulfure	Précipitation
Cations calcium	Coprécipitation
Anions phosphate	Précipitation, adsorption, complexation
Composés organiques	Complexation, coprécipitation
Anions fluorure	Complexation, précipitation

Le montage pour effectuer l'électrocoagulation comporte donc au moins une anode et une cathode, qui peuvent prendre des formes diverses et être faites de matériaux différents. Ce sont les charges liées à ces

électrodes grâce à l'envoi d'un courant électrique direct qui permettent la coagulation et le retrait des polluants (Emamjomeh et Sivakumar, 2009). La figure 3.2 illustre ainsi une cellule d'EC de base ainsi que les réactions globales qui s'y produisent.

Étant donné les possibilités paramétriques variées, l'EC peut être utilisée pour de multiples applications. Les effluents des industries de métallurgie, des industries papetières, des industries alimentaires (huile, levure, noix, œufs, produits laitiers), des industries pétrochimiques ainsi que les effluents municipaux et le lixiviat de lieu d'enfouissement en font partie. (Demirbas et Kobya, 2017 et Moussa et al, 2017) Des eaux contenant des métaux lourds, des composés inorganiques ainsi que des composés organiques peuvent donc être traités par cette méthode.

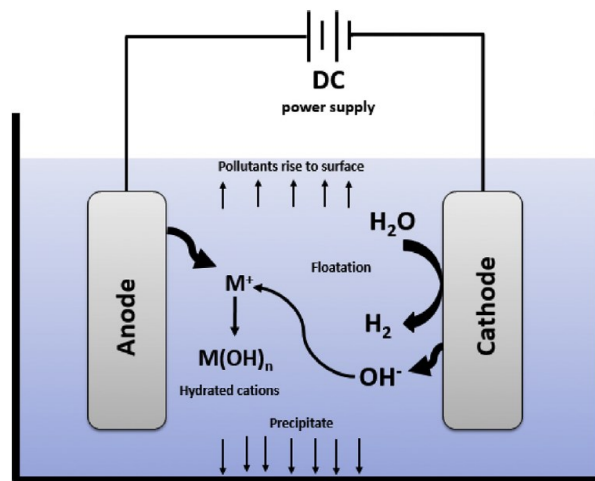


Figure 3.2 : Schéma général d'une cellule d'électrocoagulation (tiré de : Moussa et al., 2017, p.27)

3.2.2. Conditions et limites d'opération

Les paramètres utilisés dans le cadre de diverses études sur l'électrocoagulation dans un but de traitement d'effluents peuvent être intéressants à analyser afin de définir le potentiel d'applicabilité de la méthode pour le cas québécois d'effluents industriels. Les différents paramètres ayant un impact sur le résultat atteint en termes de retrait de polluants des eaux ainsi que les paramètres spécifiques utilisés dans des circonstances particulières peuvent aider à mieux définir ceux à considérer dans le cas de la sélection de l'électrocoagulation comme méthode de post traitement à l'oxydation en voie humide.

Certaines conditions intrinsèques aux effluents peuvent avoir un impact sur l'efficacité du traitement. C'est notamment le cas du pH initial du milieu ainsi que de la conductivité de l'eau (Demirbas et Kobya, 2017). En ce qui a trait au pH, son impact est principalement dû à l'influence qu'il a sur les espèces présentes à l'équilibre à un pH donné et à son impact sur la solubilité des groupes hydroxydes formés. En effet, diverses formes de chacun des composés sont observables de façon majoritaire à des pH différents, ce qui résulte en des tailles de masses coagulées différentes. Le matériel choisi pour l'électrode dépend donc notamment de ce paramètre, les électrodes de fer étant généralement utilisées pour des pH variant entre 4 et 5, tandis

que celles faites d'aluminium sont plus fréquemment utilisées à des pH de 5 à 6, par exemple (Garcia-Segura et al, 2017). Dans le même ordre d'idée, la conductivité de l'eau peut influencer l'efficacité du procédé en modifiant la proportion d'ions en solution dans une période de temps donnée (Hakizimana et al., 2017).

En ce qui concerne les paramètres du procédé en tant que tel, le matériel utilisé pour les électrodes est lié au rendement obtenu. En effet, le métal choisi peut permettre des interactions avec divers types de polluants. Par exemple, les espèces métalliques ioniques polymériques ont le potentiel d'entraîner la liaison de plusieurs particules de polluant au même moment, tandis que les espèces métalliques ioniques monomériques neutralisent la charge dans le milieu en permettant l'adsorption ou la liaison aux groupements chargés d'une seule molécule à la fois. Par ailleurs, pour certains métaux sélectionnés pour les électrodes, une formation plus importante d'hydroxydes peut être constatée, ce qui permet la captation de certains polluants supplémentaires. (Demirbas et Kobya, 2017) De façon générale, les électrodes de fer ou d'aluminium sont souvent choisies pour ce type de procédé, leur fiabilité ayant été prouvée à maintes reprises.

Dans la même lignée, l'arrangement des électrodes influence le rendement des réactions. Les anodes et cathodes peuvent être positionnées de façon monopolaire ou bipolaire; dans un cas monopolaire, elles peuvent être placées en série ou en parallèle. La figure 3.3 illustre les arrangements possibles. Dans une configuration monopolaire en parallèle, les électrodes sont connectées les unes aux autres ainsi qu'à la source de courant, ce qui permet de diviser le courant entre toutes les électrodes et réduit donc la différence de potentiel. Lorsque la connexion est monopolaire en série, seules les électrodes aux extrémités sont connectées à la source de courant, les électrodes centrales étant connectées entre elles, ce qui permet de générer une plus grande différence de potentiel. Enfin, dans un arrangement bipolaire en série, les électrodes aux extrémités sont connectées à la source de courant, sans que les autres électrodes y soient reliées, ce qui permet ainsi leur polarisation. La sélection de ces paramètres est basée sur le courant nécessaire en fonction des polluants à traiter ainsi qu'à leur concentration dans les effluents.

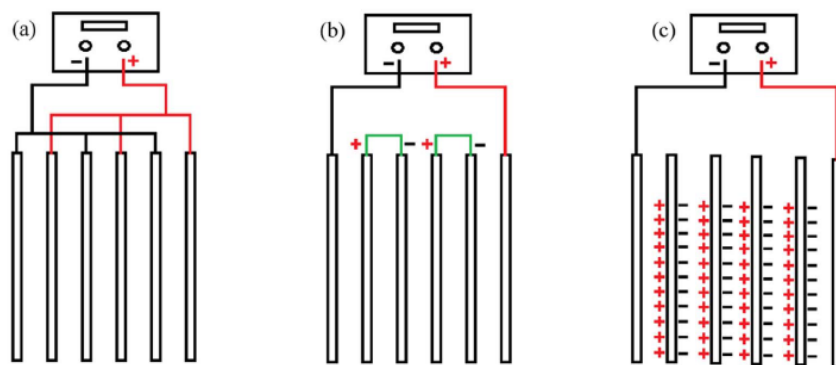


Figure 3.3 : Arrangements possibles des électrodes lors de l'électrocoagulation. a) électrodes monopolaires en parallèle, b) électrodes monopolaires en série, c) électrodes bipolaires en série
(tiré de : Garcia-Segura, 2017)

Le désign du réacteur choisi et du procédé a aussi un impact sur la qualité du traitement effectué et sur la facilité à augmenter l'échelle d'opération (Garcia-Segura et al, 2017). Par exemple, les réacteurs verticaux avec des électrodes à plaques sont les plus répandus dans la littérature étant donné leur vaste potentiel d'applicabilité (Garcia-Segura et al., 2017). Les réacteurs à électrodes rotatives, les réacteurs avec électrodes concentriques, les réacteurs en continu avec filtre-presse intégré ou les réacteurs comprenant une vis sans fin pour l'agitation sont d'autres types de désigns possibles. Le fait d'effectuer un traitement en continu ou en système fermé peut également influencer le traitement; c'est donc une caractéristique à considérer lors de l'optimisation du procédé en fonction du débit d'eau à traiter et de sa composition (Hakizimana et al., 2017).

D'autres conditions opératoires telles que la densité du courant envoyé au réacteur ainsi que le temps de réaction choisi ont, elles aussi, un impact sur le retrait de polluants des effluents traités. La distance établie entre les électrodes du procédé peut aussi en affecter l'efficacité en modifiant la différence de potentiel dans le milieu (Hakizimana et al., 2017).

Les études citées permettent de mieux comprendre les paramètres à considérer dans le cas des effluents québécois très concentrés à traiter. En fonction du type d'effluents rejetés, des paramètres divers doivent être considérés.

Parmi les effluents éventuels visés, il serait possible de retrouver des eaux contenant des composés organiques. Pour ce type d'effluent, des études montrent une plus grande efficacité des électrodes d'aluminium pour le retrait de composés tels que les phénols et les hydrocarbures, tandis que les électrodes de fer présentaient un rendement plus élevé pour la diminution de la turbidité et des composés gras. En ce qui a trait à la DCO, les deux types d'électrodes (aluminium et fer) entraînent des diminutions similaires. Globalement, le procédé doit être adapté à la composition en polluants et à leur concentration dans le milieu afin d'offrir les résultats positifs recherchés. (Emamjomeh et Sivakumar, 2009)

Ainsi, à l'heure actuelle, plusieurs types d'unités sont commercialisés et pourraient permettre de traiter les effluents très concentrés du Québec. Une optimisation de leur temps de vie utile et de leur fiabilité devrait cependant être faite en tenant compte des propriétés de chacun des effluents industriels, bien que l'électrocoagulation ait été prouvée efficace pour le traitement d'eaux variables provenant de sources diversifiées dans plusieurs études précédentes à travers la littérature (Yavuz et Ögütveren, 2018).

3.2.3. Forces et faiblesses de la technologie

Afin de mieux identifier le potentiel d'utilisation de l'électrocoagulation pour les effluents à l'étude, il importe d'identifier ses forces ainsi que ses limitations. Le tableau 3.2 en présente donc les principales composantes.

Tableau 3.2 : Forces et limitations de l'électrocoagulation

Forces	Limitations
Rapidité de traitement	Variabilité des réactions dans le temps
Possibilité de traiter des eaux variées	Augmentation possible de la concentration en ions métalliques dans les eaux traitées
Cout à l'achat	Remplacement des anodes sacrificielles requis
Cout d'opération	Remplacement des électrodes passivées requis
Facilité d'opération	Dépôt possible d'hydroxydes sur les électrodes
Facilité d'automatisation	Inhibition possible des réactions pour les procédés en continu
Flexibilité du procédé	Manque de recherche sur le procédé à grande échelle
Procédé compact	Difficulté de simulation du procédé
Faible production de boues en volume	Consommation d'électricité élevée
Traitement d'une variété de polluants	Non-spécificité
Ne nécessite pas de coagulant chimique	Besoin fréquent de maintenance
Formation de floccs stables et volumineux	Nécessité des effluents très conducteurs

Parmi les limitations notables du procédé d'électrocoagulation, le remplacement fréquent des anodes et des cathodes peut être identifié. En effet, la dissolution des anodes dans les effluents ainsi que la passivation, avec le temps, des cathodes limite la réutilisation des électrodes sur une longue période (Garcia-Segura, 2017). De plus, un contrôle insuffisant de la fréquence de remplacement des électrodes ainsi qu'un contrôle inadéquat des paramètres opérationnels du procédé pourraient mener à une inhibition des réactions, ralentissant le traitement. Ces limitations comportent des aspects négatifs économiques, puisque l'achat plus fréquent d'électrodes est requis, en plus de faiblesses environnementales, par augmentation de ressources matérielles requises. Le remplacement des électrodes n'est donc pas un aspect à négliger dans l'analyse de cette technologie.

D'un point de vue plus technique, les besoins importants en électricité pour l'opération du procédé ainsi que la difficulté à effectuer une simulation informatique des procédés d'EC peuvent limiter son utilisation. La demande élevée en électricité est associée à des coûts plus élevés, mais également à des impacts environnementaux néfastes. Sur cet aspect, le contexte particulier du Québec et de son hydroélectricité

devra être considéré lors de l'analyse présentée puisque cet aspect pourrait plutôt représenter un avantage pour le territoire visé.

À l'opposé, l'un des points forts de cette technologie est sa capacité à traiter des effluents variés et variables, allant des eaux d'usines de métallurgie à des lixiviats de lieux d'enfouissement techniques (Demirbas et Kobya, 2017). Il est aussi intéressant de noter, parmi les avantages du procédé d'EC, la réduction de la quantité de boues produite, en comparaison, par exemple, avec des procédés de coagulation chimique. En effet, des réductions allant jusqu'à 90 % ont été observées dans certaines études (Emamjomeh et Sivakumar, 2009). La rapidité du traitement, en comparaison notamment avec des procédés de traitement biologiques, est également une force de l'EC. Bien que les frais d'exploitation dépendent grandement des besoins en approvisionnement pour le remplacement des électrodes, le coût d'acquisition d'un système d'électrocoagulation est plutôt faible, ce qui peut être un avantage d'importance pour les administrateurs d'entreprises.

En comparaison avec d'autres traitements chimiques, l'électrocoagulation ne requiert pas l'utilisation de produits chimiques, ce qui peut être un avantage en limitant les besoins d'ajouter un traitement subséquent à l'EC (Moussa et al., 2017). Dans le cadre de l'identification d'un post traitement suite à l'OVH, cet élément représente un avantage non négligeable puisque les eaux traitées doivent pouvoir être renvoyées directement aux égouts, en fonction des normes applicables définies par les municipalités, la province et les entités fédérales.

Ainsi, le procédé d'électrocoagulation présente de multiples avantages par rapport à d'autres procédés d'effluents industriels, mais également certaines limitations. Afin de mieux identifier son applicabilité dans le contexte à l'étude, une analyse plus approfondie en sera effectuée au chapitre 5.

3.3. Procédés électrochimiques par membrane

Les procédés électrochimiques par membrane comportent des couches permettant l'échange d'ions dans le but de retirer des polluants des effluents à traiter. Cette méthode sera décrite en incluant le principe de fonctionnement, les mécanismes d'action, des explications sur le procédé ainsi que les applications possibles d'une telle technologie. Les conditions et les limites d'opération seront ensuite décrites afin de cibler plus efficacement les paramètres d'influence dans le procédé, puis les forces et les limitations des procédés par membrane seront présentées.

3.3.1. Description

Il importe d'abord de comprendre que les procédés par membrane regroupent divers procédés spécifiques, dont les procédés par membrane à échange d'ions électrochimique (EIX) et l'électrodialyse. En effet, un procédé électrochimique par membrane consiste en un traitement utilisant des membranes et une différence de potentiel électrique afin de traiter un effluent aqueux. Une présentation générale en sera donc faite, puis les distinctions entre les diverses technologies seront mises de l'avant.

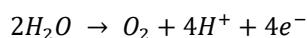
Le concept général des procédés électrochimiques par membrane est basé sur l'envoi d'un courant électrique à travers une ou plusieurs membranes qui traversent l'effluent à traiter. Généralement, plusieurs couches de membranes sont utilisées afin d'assurer le retrait optimal de tous les polluants visés. En effet, plusieurs couches possédant une sélectivité spécifique peuvent être utilisées et permettent de contrôler le retrait de certains polluants (Koter et Warszawski, 2000).

Les membranes, composées de divers polymères, renferment des groupements chargés qui y sont fixés. Ainsi, lorsqu'un courant électrique circule à travers la membrane, les ions aux charges opposées peuvent être transférés d'un côté à l'autre de la membrane, ce qui permet de retirer les composés indésirables (Koter et Warszawski, 2000). Ce faisant, des ions OH^- et H^+ peuvent être libérés dans la solution, et des bases et des acides conjugués sont formés. (Kincl, Jiricek, Feher, Amrich, Nedela, Toman, Velen, Cakl et Kroupa, 2017) Ainsi lors du retrait d'ions négatifs, ceux-ci migrent à travers la membrane échangeuse d'anions tandis que les ions positifs sont renvoyés de l'autre côté, en équilibrant les charges de chaque côté de la membrane jusqu'à l'atteinte d'un équilibre dans la solution ou jusqu'à l'arrêt du courant électrique (Jaroszek et Nowak, 2013).

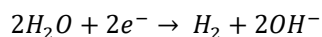
Par ailleurs, il est possible de réutiliser les membranes en les régénérant. Ce traitement de régénération peut être effectué en cours de traitement des effluents. Pour ce faire, un champ électrique est généré autour des membranes, ce qui permet une migration des cations et des anions en solution ou autour des membranes (ions H^+ ou OH^- principalement) vers les membranes échangeuses de cations ou d'anions respectivement (Basha, Gosh et Gajalakshmi, 2008).

Par ces mécanismes d'action, les procédés par membrane permettent donc le retrait de divers types de polluants dissouts dans les effluents, notamment les composés ioniques. Ces composés retirés des effluents par le traitement peuvent ensuite être récupérés aisément et réutilisés si, par exemple, ce besoin existe à un autre stade du procédé de l'entreprise. (Basha, Gosh et Gajalakshmi, 2008 et Li, Li, Liu, Wu et Tian, 2011) Les composés retrouvés dans les effluents à l'étude, notamment l'acide acétique, l'éthanol et le méthanol, peuvent donc être retirés par ce procédé selon les informations retrouvées dans la littérature, bien que certains autres composés organiques présents puissent y être réfractaires.

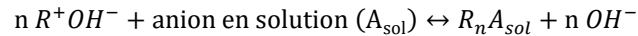
Il est pertinent de s'attarder plus en détail aux réactions ayant lieu dans les procédés électrochimiques par membrane. L'exemple ci-dessous illustre les réactions observées pour une membrane échangeuse d'anions. Pour un procédé contenant une membrane échangeuse de cations, les réactions sont donc inversées. Ainsi, d'abord, pour le côté duquel sont expulsées les charges négatives, la réaction oxydante est la suivante :



Pour le côté de la membrane receveur d'électrons, la réaction réductrice est, quant à elle, la suivante:



Globalement, la réaction se produisant à la membrane sera la suivante, en considérant que R représente les groupes cationiques de la membrane (Basha, Gosh et Gajalakshmi, 2008):



De cette façon, les polluants présents dans le milieu aqueux peuvent être oxydés tout en pénétrant dans les diverses couches de membranes, ce qui permet le traitement des effluents et le retrait des composés indésirables.

En ce qui a trait au procédé en tant que tel, la figure 3.4 en présente un exemple, composé de deux membranes bipolaires (BPM), d'une membrane monopolaire échangeuse d'anions (AEM) et d'une membrane monopolaire échangeuse de cations (CEM). Cette figure permet de constater qu'un procédé électrochimique par membrane comprend un ensemble de membranes visant à isoler et retirer des ions présents dans les effluents à traiter. Un courant traverse alors ces diverses couches membranaires à partir d'électrodes situées à chacune des extrémités du montage, ce qui permet la diffusion des ions à travers les membranes, jusqu'à leur expulsion des eaux à traiter.

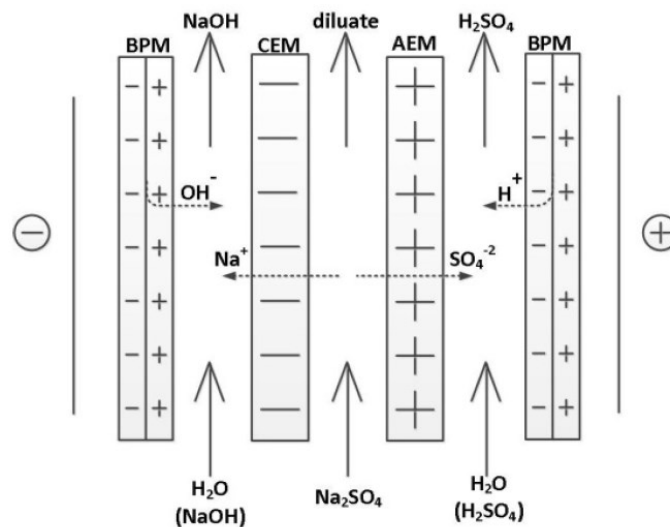


Figure 3.4 : Arrangement des membranes et des charges associées pour un retrait de Na^+ et SO_4^{2-}
(tiré de : Kincl et al, 2017)

Il est possible d'identifier plusieurs voies de retrait des polluants présents dans les effluents par ce type de procédé en assumant qu'au moins une membrane échangeuse d'anions et une membrane échangeuse de cations en font partie. D'abord, les ions peuvent être retirés en se retrouvant en solution de part et d'autre des membranes. Outre cette méthode de migration, les ions peuvent également être déplacés à travers les pores des membranes en tant que telles. Enfin, il est également possible d'observer une migration conjointe, tant à travers la solution que par les membranes. (Li et al., 2011).

Pour une situation dans laquelle une seule membrane chargée serait présente, uniquement les ions de charge opposée pourraient emprunter ces trois voies de retrait, les autres ions pouvant être uniquement retirés suite à leur passage en solution. Par ailleurs, le coefficient de diffusion à travers la membrane est généralement plus élevé qu'à travers la solution aqueuse (Li et al., 2011). Il est donc important de considérer cette affinité affectant la diffusion lors du désign du procédé.

Par la suite, la régénération des membranes permet de récupérer les composés retirés des effluents par ces diverses voies possibles. En fonction des composés présents dans les eaux traitées, ceux-ci peuvent alors être éliminés ou valorisés. La figure 3.5 montre un exemple de montage pour un traitement électrochimique à l'échelle pilote ainsi qu'à l'échelle industrielle, où une seule unité de traitement est présentée. Elle fournit ainsi une représentation imagée d'une telle mise à l'échelle du procédé.

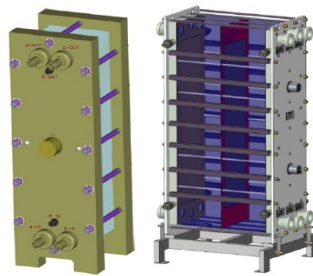


Figure 3.5 : Montage du procédé électrochimique par membrane à l'échelle pilote (gauche) et à l'échelle industrielle (droite) (tiré de : Kincl et al, 2017)

À travers ce fonctionnement, les procédés par électromembrane (EM) permettent de traiter des effluents industriels provenant d'industries diverses. Les effluents provenant des industries minières et métallurgiques en font partie, étant donné leur contenu généralement fortement ionique. Les lixiviats de lieu d'enfouissement sont également une application de traitement possible pour les procédés électrochimiques par membrane (Kincl et al, 2017).

De plus, plusieurs études décrivent l'utilisation de procédés électrochimiques par membrane en post traitement à d'autres traitements électrochimiques (Basha, Gosh et Gajalakshmi, 2008). Cela confirme la pertinence de l'envisager en post traitement dans le cas québécois à l'étude.

3.3.2. Conditions et limites d'opération

Divers paramètres d'opération peuvent influencer le rendement du traitement par un procédé électrochimique par membrane. En ce qui concerne les effluents traités, le pH initial peut avoir un impact sur le résultat obtenu. De façon générale, un pH initial se rapprochant de 7 est utilisé dans la littérature. La conductivité de l'eau a également un rôle à jouer quant à l'efficacité du procédé, en pouvant faciliter le transfert des ions à travers les diverses composantes du procédé.

Pour le procédé lui-même, de multiples paramètres peuvent être modulés afin d'influencer les réactions se produisant. Les matériaux dont sont composées les électrodes, la distance qui les sépare ainsi que leur

aire de surface peuvent avoir un impact sur le traitement et son efficacité. Des matériaux tels que le titane sont fréquemment utilisés, généralement recouverts d'un film micrométrique de platine ou de dioxyde de ruthénium. Pour la cathode, l'acier inoxydable est parfois utilisé. Ces matériaux permettent d'assurer la résistance des électrodes envers les acides, l'oxygène et les hydroxydes formés. (Basha, Gosh et Gajalakshmi, 2008 et Jaroszek et Nowak, 2013)

Outre ces éléments, l'aire de surface des membranes utilisées ainsi que l'espace qui les sépare influencent de façon importante la qualité du traitement des effluents. Enfin, le temps de rétention dans le procédé et le débit sont également des paramètres qui ont un impact sur résultat de traitement obtenu. Pour les expérimentations analysées de la littérature, les temps d'opération étaient généralement de quelques heures, le retrait de la majorité des particules ioniques étant observé après environ 7 h de traitement (Basha, Gosh et Gajalakshmi, 2008). Les procédés électrochimiques par membrane sont souvent opérés en mode semi-continu.

Selon la littérature, les rendements d'environ 80 à 85 % sont généralement obtenus pour le retrait de solides dissouts, alors qu'une réduction d'environ 90 % de la DCO peut être observée à partir d'effluents concentrés en ions ayant, au départ, des DCO d'environ 400 mg/L et un pH près de la neutralité (Li et al, 2011).

L'optimisation de ces divers paramètres d'opération doit adapter le procédé aux caractéristiques particulières des effluents à leur sortie du traitement par OVH dans le cas à l'étude. L'existence de tels modèles industriels permet de fournir une base pour la mise en place de ce type de procédé dans le contexte québécois étudié pour cet essai.

3.3.3. Forces et faiblesses de la technologie

Les procédés électrochimiques par membrane présentent plusieurs avantages en comparaison avec d'autres traitements de traitement d'effluents industriels. Cependant, plusieurs limitations peuvent également être mises de l'avant. Ces forces et faiblesses de la technologie sont présentées au tableau 3.3. Parmi celles-ci, le coût élevé des membranes à l'achat peut être un obstacle important à la mise en place d'un tel procédé en industrie (Li et al., 2011). En effet, en plus d'être dispendieuses à l'achat, elles doivent être remplacées à une fréquence régulière en cas d'usure.

Les frais d'exploitation peuvent également être un frein à l'implantation de ce type de procédé. Ceux-ci dépendent du coût de l'électricité, qui est un élément primordial au fonctionnement du procédé. Bien que, dans certaines régions, cela puisse représenter un désavantage, le faible coût de l'électricité au Québec pourrait limiter les impacts négatifs de cet inconvénient pour le cas de post traitement à l'OVH à l'étude.

La nécessité d'une haute sélectivité des membranes peut également représenter une faiblesse de cette technologie (Jaroszek et Nowak, 2013). En effet, il importe de bien connaître les effluents à traiter et d'assurer la constance de leur composition en tout temps. Pour le cas traité ici, ce besoin en sélectivité pourrait limiter l'application pour les industries dans le cadre de la recherche, les effluents visés étant ceux de plusieurs entreprises et ayant des compositions différentes.

Au contraire, pour un cas donné d'industrie, cette spécificité requise pourrait plutôt être un avantage, en permettant d'éliminer un polluant en particulier. Toutefois, il est important de considérer que c'est le retrait d'ions qui est visé par ce procédé. Ainsi, ce ne sont pas tous les contaminants présents dans les eaux qui pourraient être éliminés de cette façon.

Dans ce même ordre d'idée, les composés retirés par les procédés par membrane peuvent être récupérés, pour ensuite être valorisés, de façon beaucoup plus efficace que lors d'autres types de traitement permettant de retirer des particules solides. En effet, puisque les polluants ne sont généralement pas adsorbés à la membrane, il est plus aisé de les retirer du milieu. De plus, en comparaison, par exemple, avec des procédés de coagulation chimique, la récupération de ces composés est aussi plus simple puisqu'il n'y a pas de complexation avec une substance chimique externe. (Basha, Gosh et Gajalakshmi, 2008) De cette façon, une purification avancée du composé récupéré n'est pas nécessaire, limitant les coûts pour les entreprises, tout en réduisant la consommation de ressources naturelles et sans impact additionnel sur l'environnement.

En outre, la longue durée de vie des membranes échangeuse d'ions par rapport à la durée de vie des membranes de filtration simples représente un avantage important, tant en ce qui a trait à la consommation de matériaux et de ressources qu'en termes de coûts d'achat.

Tableau 3.3 : Forces et limitations des procédés par membrane

Forces	Limitations
Spécificité	Sélection de membranes différentes pour divers polluants
Longue vie des membranes	Ne convient pas à tous les polluants
Simplicité d'opération du procédé	Coût d'opération
Simplicité de régénération des membranes	Coût à l'achat
Récupération de composés possible	Long temps d'opération
Réduction du volume de déchets	

Globalement, les procédés électrochimiques par membrane possèdent plusieurs avantages en comparaison avec d'autres procédés de traitement, mais, en fonction des cas étudiés, plusieurs limitations peuvent rendre inefficace ce type de traitement. Une analyse plus détaillée de l'impact des avantages et limitations pour le cas précis à l'étude est présentée au chapitre 5.

4. REVUE DE PROCÉDÉS BIOLOGIQUES OU DE CHIMIE VERTE DE POST TRAITEMENT

Des procédés biologiques et de chimie verte ont également été retenus. De façon générale, ce type de traitement utilise des microorganismes dans le but de détruire les composés polluants présents dans les eaux usées (Capdeville et Rols, 1992). En ce sens, les procédés de traitement par boues activées, les réacteurs à biofilm ainsi que les procédés bioélectrochimiques ont été retenus.

Cette sélection repose sur divers critères, soient principalement la pertinence de l'information disponible à son sujet, l'applicabilité dans le cas des effluents visés dans l'étude actuelle, la disponibilité d'information récente à propos du procédé ainsi que le potentiel d'application à l'échelle industrielle. L'annexe 1 présente la justification de ce choix. Ces technologies seront donc décrites puis les principales conditions et limites d'opération qui les encadrent seront énoncées. Enfin, les principales limitations et les forces de chacun de ces procédés seront mises de l'avant.

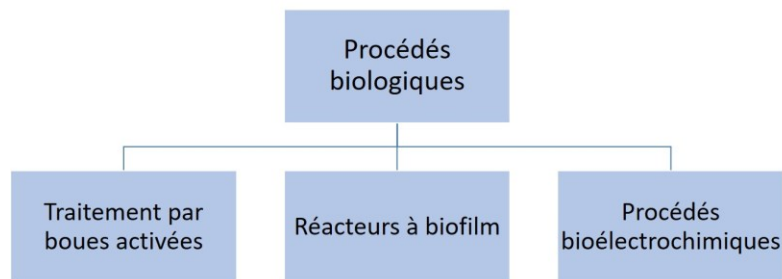


Figure 4.1 : Procédés biologiques et de chimie verte sélectionnés

4.1. Traitement par boues activées

Les traitements par boues activées (BA) sont fréquemment utilisés pour le traitement des eaux usées municipales et industrielles. Ils consistent à oxygéner le mélange d'eaux usées dans le but de favoriser la croissance microbienne. Cette masse de microorganismes peut alors consommer la matière polluante présente dans les eaux usées. Afin de mieux cibler la pertinence de ce traitement pour le cas à l'étude, celui-ci sera décrit en tenant compte de ses applications possibles et du fonctionnement du procédé, puis les conditions et limites d'opération seront abordées. Enfin, les forces ainsi que les limitations d'une telle méthode seront mises de l'avant.

4.1.1. Description

Le principe initial du traitement par boues activées repose sur l'ajout de microorganismes à l'eau usée. Cet ensemencement permettra, dans des conditions optimales, de favoriser l'oxydation des polluants présents dans l'eau par ces microorganismes (Harimurti, Dutta, Fauzi, Ariff, Chakrabarti et Vione, 2010). La fraction des boues recirculées vers la goulotte d'entrée renouvelle en continu les microorganismes les plus adaptés, ce qui permet un traitement constant par biodégradation. Le retrait des polluants dans le cadre de l'utilisation de ce procédé peut aussi être fait par d'autres mécanismes tels que la biofloculation.

La sélection des bactéries utilisées pour faire le traitement joue un rôle important dans l'efficacité du procédé. Ce faisant, avant le démarrage du procédé, des communautés de microorganismes sont isolées, les souches désirées sont sélectionnées en fonction des résistances et des capacités souhaitées (Tammaro, Salluzo, Perfetto et Lancia, 2014). Le traitement par boues activées s'opère généralement en conditions aérobies et les souches de bactéries autotrophes ou hétérotrophes peuvent être utilisées pour un tel traitement.

Plusieurs types de polluants peuvent être dégradés en utilisant un traitement par boues activées. De façon générale, les matières organiques et colloïdales sont souvent visées, le retrait des matières carbonées et azotées étant l'une des principales applications d'une telle technique (Caravali, Lote et Echeverry, 2017). Plusieurs études montrent également la possibilité de retirer du chrome, de réduire la DCO ainsi que la concentration de solides suspendus et de retirer des métaux lourds. La biodégradation du méthanol dans des eaux usées industrielles est également possible par un traitement par boues activées, tout comme celle de l'éthanol et de l'acide acétique, bien que ce dernier puisse inhiber l'action de certaines souches de microorganismes en causant une variation de pH trop importante. (Caravali et al., 2017 et Tammaro et al., 2014) Ce traitement semble donc approprié pour le traitement des composés organiques présents dans les effluents à l'étude.

En ce qui concerne les mécanismes réactionnels en jeu, la relation entre la croissance microbienne, la concentration en nutriments et la dégradation des composés polluants est primordiale à considérer. Puisque les mécanismes de dégradation sont généralement lents, pouvant aller de plusieurs heures à plusieurs jours, il est important de contrôler efficacement les divers paramètres afin d'assurer une constance dans les taux de réaction. Afin d'avoir un portrait plus exact de la situation, il suffit d'étudier les transferts de matières se produisant tant dans la phase liquide que dans la phase gazeuse. Ces réactions dans les deux phases dépendent des volumes utilisés, mais également de la concentration en polluants et des coefficients de transfert de masse pour chacun de ces composés (Descoins, Deleris, Lestienne, Trouvé et Maréchal, 2012).

Dans un même ordre d'idée, il est aussi important de contrôler le taux de croissance microbienne dans le réacteur. Comme celui-ci dépend généralement de la concentration en substrat et en nutriments présents dans la solution, le modèle de Monod de limitation de la vitesse spécifique de croissance est utilisé pour évaluer le taux de croissance théorique dans un tel cas (Harimurti, 2010).

Le procédé par boues activées requiert la cascade d'équipements et appareils présentée à la figure 4.2. La réaction principale est généralement effectuée dans un réacteur à réservoir avec un apport en air ou en oxygène dans lequel les souches microbiennes sont introduites. L'affluent d'aération peut ainsi permettre une certaine agitation du mélange, bien qu'un agitateur mécanique puisse également être ajouté au besoin. Les effluents à traiter séjournent dans ce réacteur, formant un mélange de boues avec les polluants présents et provoquant généralement une production de composés tels que le méthane. Ces boues

sédimentent et sont ensuite retirées avant que l'eau traitée puisse être retournée aux égouts. (Descoins et al., 2012).

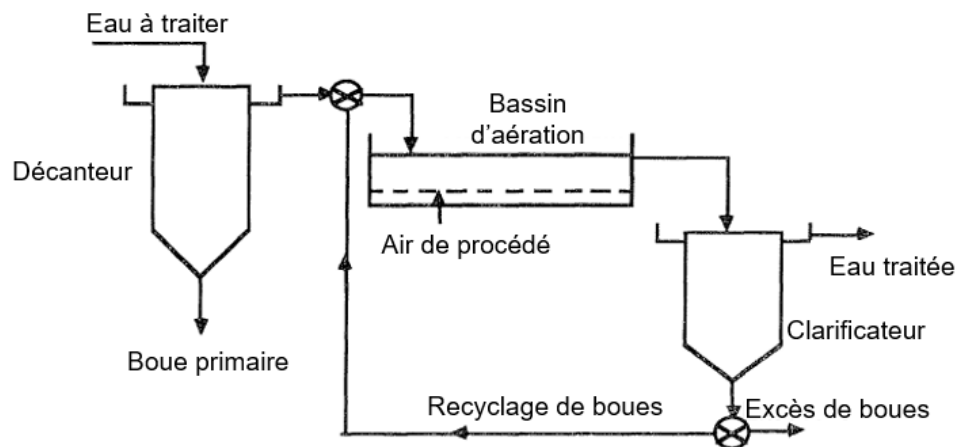


Figure 4.2 : Schéma général d'un traitement par boues activées (traduction libre de : Capdeville et Rols, 1992)

Ce type de procédé est généralement opéré en mode continu ou semi-continu avec un temps de rétention important pour permettre l'activité suffisante des microorganismes. Le fonctionnement est en deux phases. D'abord, une première période est requise afin de permettre la croissance des microorganismes dans la masse des boues. À ce stade, il est important de fournir suffisamment de nutriments pour permettre une croissance suffisante des bactéries afin d'arriver à un traitement efficace des effluents. La deuxième phase, quant à elle, est celle de passage de l'eau usée à travers le procédé et le traitement à proprement parler (Tammaro et al., 2014).

Ainsi, avec ce procédé, les effluents provenant de la majorité des secteurs d'activité peuvent être visés, généralement suite à un traitement primaire. En effet, cette succession de traitement permet souvent, pour chacun des domaines d'application, de réduire les frais d'exploitation liés à des techniques avancées d'oxydation tout en assurant un rejet d'eaux respectant les normes régionales en vigueur (Harimurti et al, 2010).

4.1.2. Conditions et limites d'opération

Plusieurs paramètres, tant opérationnels qu'intrinsèques aux réactions, ont un impact sur l'efficacité de traitement du procédé. D'abord, le débit d'aération doit être bien contrôlé afin d'assurer un niveau approprié d'oxygène dissout dans le milieu. En effet, celui-ci doit être largement présent pour éviter qu'il devienne le paramètre limitant l'activité des microorganismes (Terasaka, Hirabayashi, Nishino, Fujioka et Kobayashi, 2011). En plus du débit entrant d'oxygène, le débit d'entrée de l'effluent à traiter doit être considéré lors de l'établissement des paramètres opérationnels. Le débit choisi établit le temps de séjour requis pour un retrait suffisant de tous les polluants visés.

En ce qui a trait aux paramètres temporels, la période de résidence des effluents dans le réacteur doit être optimisée afin de permettre un retrait de polluants conforme aux besoins. En effet, si le temps de résidence est trop court, une quantité trop importante de particules subsistera, tandis qu'un temps trop long réduirait le rendement du procédé dans son ensemble sans apport additionnel. Par ailleurs, le temps de résidence choisi affectera également le taux de recirculation des boues, un autre paramètre à considérer dans la conception du procédé. Celui-ci permet une réutilisation maximale des microorganismes obtenus, ce qui permet d'améliorer l'efficacité du procédé et évite de devoir réintroduire des cultures bactériennes non adaptées à chaque cuvée (Descoins et al., 2012).

Le choix de la souche de microorganisme sélectionnée importe grandement dans le résultat obtenu. En effet, la souche doit correspondre à la variété de polluants afin de permettre leur dégradation dans la situation souhaitée. Dans la même lignée, les nutriments et substrats fournis pour permettre la croissance de ces microorganismes ainsi que leur concentration dans le milieu sont des paramètres étudiés afin d'assurer une croissance suffisante des bactéries et d'éviter leur déclin de façon précoce en cours de procédé.

Des paramètres du procédé et de son opération peuvent également affecter le résultat. Notamment, la température d'opération peut affecter le rendement obtenu. En effet, les microorganismes auront une croissance optimale à une température donnée, dépendant de la souche utilisée. Les températures d'opération généralement utilisées varient entre 25 °C et 37 °C (Harimurti et al, 2010). La température doit donc être suffisamment élevée pour permettre une croissance des microorganismes, sans être trop élevée pour les tuer. Dans un même ordre d'idée, le pH de l'affluent peut affecter l'efficacité du traitement et doit donc être ajusté avant d'être mélangé aux boues afin d'éviter de créer un choc pour les bactéries, ce qui entraîne leur détérioration.

La vitesse et le type d'agitation choisis doivent également être considérés lors du design du procédé puisqu'une agitation trop vigoureuse pourrait entraîner un bris cellulaire chez les microorganismes. Enfin, la taille du réacteur choisi doit également être considérée lors de l'optimisation du procédé et plus particulièrement de la mise à l'échelle puisque les réponses des bactéries utilisées peuvent être affectées de façon importante par ce paramètre. (Tammaro et al., 2014)

En considérant ces divers paramètres d'influence dans le procédé par boues activées, il est pertinent d'étudier des études provenant de la littérature afin de mieux comprendre l'ajustement des paramètres et leurs impacts dans des expérimentations effectuées.

En lien avec les sous-produits de l'OVH

Des études telles que celle de Caravali et al. (2017) ont étudié l'impact des paramètres décrits ci-haut dans le cadre d'une dégradation de méthanol, en observant les résultats après 48 h de passage dans le réacteur. Ce faisant, ils ont pu observer une diminution d'environ 10 % de la concentration en méthanol dans les effluents.

L'étude de Harimurti et al. (2010) a, quant à elle, permis de démontrer qu'une meilleure efficacité de dégradation des composés organiques était observée lorsque la DCO initiale était plus élevée (1 g/L à l'entrée dans le procédé biologique). Ce résultat pourrait être pertinent pour le cas à l'étude, la DCO initiale étant plutôt élevée et l'étude de Harimurti et al. utilisant également le traitement par boues activées en post traitement suite à un procédé d'oxydation avancé. Cette étude a révélé que le temps de latence pouvait être réduit, jusqu'à environ 30 h dans ce cas, lorsque le procédé par boues activées était précédé par un autre traitement. Des rendements de diminution de la DCO allant jusqu'à environ 55 % ont été observés dans cette étude dans les conditions optimales.

Le traitement par boues activées est donc généralement utilisé en post traitement afin de limiter le stress qui pourrait être causé chez les microorganismes en présence d'une concentration trop élevée en polluants (Tammaro et al., 2014). Considérant cela, il peut donc sembler approprié de l'utiliser suite à un prétraitement par l'oxydation en voie humide. Par ailleurs, la DCO élevée de l'échantillon de départ pour le cas évalué dans cet essai pourrait constituer un avantage la littérature.

Concernant les traitements par boues activées, des recherches devraient donc être conduites par rapport aux souches microbiennes choisies pour le cas des effluents québécois à l'étude. En optimisant ce paramètre ainsi que les paramètres opérationnels tels que le pH des eaux usées et la température d'opération, le procédé pourrait permettre de traiter les eaux possédant la composition visée dans ce cas, en réduisant la concentration en solides dissouts et en dégradant des composés comme le méthanol, participant en grande partie à la DCO des eaux étudiées par le CTTÉI. Ce faisant, cette technologie semble, au premier abord, être pertinente pour la situation évaluée.

4.1.3. Forces et faiblesses de la technologie

Le tableau 4.1 permet de mettre de l'avant les principales forces d'un traitement par boues activées ainsi que les principales limitations qui y sont liées. D'abord, comme pour la majorité des traitements biologiques, le système par boues activées est complexe à modifier ou à mettre à l'échelle. En effet, de multiples paramètres affectent les résultats obtenus et ceux-ci ne sont pas linéairement dépendants les uns des autres. Par exemple, le volume du réacteur doit être approprié pour le volume de boues produites ainsi que le temps de résidence prévu pour l'eau à travers le procédé. Or, ces trois paramètres ne peuvent souvent pas être directement liés et un doublement du temps de résidence ne serait pas nécessairement synonyme d'une nécessité de doubler le volume du réacteur ou d'un doublement du volume de boues produites (Capdeville et Rols, 1992).

De plus, afin de maintenir les conditions de température constante, d'assurer une agitation adéquate et permettre le maintien de la croissance des microorganismes, une quantité importante d'énergie est requise. Un ajout constant de nutriments est également nécessaire afin d'assurer l'efficacité de la méthode pour le retrait de polluants. Ce faisant, les coûts liés à l'opération du procédé sont augmentés, ce qui peut nuire à la mise en place d'un tel système (Sun, Xu, Zhuang et Zhuang, 2016).

Une autre limitation de cette technologie est la possibilité de production d'inhibiteur par les microorganismes. En effet, certains composés, présents dans l'eau ou produits en cours de réaction, peuvent par la suite empêcher la croissance de microorganismes spécifiques ou entraîner leur mort. Lorsque ces composés sont déjà présents dans les effluents à traiter au départ, un prétraitement peut permettre de les retirer et de remédier à ce problème. S'ils sont produits pendant la réaction, un retrait plus fréquent des boues ou un traitement en plusieurs étapes peuvent aider à éviter l'inhibition (Tammaro et al., 2014).

Une des limitations majeures du traitement par boues activées est la génération importante de boues. Si une trop grande quantité de boues est conservée dans le réacteur au cours de la réaction, un ralentissement de l'agitation ou un colmatage des diverses pièces d'équipement peut être observé (Bishop Water, 2013 et Nazaroff et Alvarez-Cohen, s.d.). Aussi, suite au traitement, les boues doivent être éliminées. Des coûts environnementaux et financiers sont liés à cette élimination et posent un frein à son application.

Il y a également plusieurs avantages à utiliser le traitement par boues activées. D'abord, il permet le traitement d'une grande variété de polluants. Notamment, des composés dissouts ou non et tant inorganiques qu'organiques peuvent être traités. De plus, les composés polluants sont transformés par les microorganismes et ne sont pas seulement retirés du milieu (Capdeville, B. et Rols, 1992).

Une autre force de ce type de procédé de traitement est la possibilité de l'optimiser et de récupérer la chaleur produite pour éventuellement la transformer en énergie utilisable pour le procédé lui-même. De cette façon, les frais d'exploitation pourraient être réduits. Par ailleurs, bien que la multitude de paramètres en jeu puisse complexifier l'utilisation des boues activées, elle constitue également un avantage important de cette méthode. En effet, l'impact de tous ces paramètres permet d'avoir une plus grande plage de fonctionnement, ce qui davantage de latitude lors de l'optimisation du procédé.

Tableau 4.1 : Forces et limitations du traitement par boues activées

Forces	Limitations
Adaptable à des conditions variées	Difficulté à modifier le procédé
Nécessite peu de maintenance	Difficulté possible à augmenter l'échelle d'opération du procédé
Traitement d'une variété de polluants	Grande demande en électricité pour l'opération
Élimination complète des polluants à traiter	Nécessite un ajout en nutriments
Cout à l'achat	Production importante de boues
Simplicité d'opération	Nécessite généralement un prétraitement
Peut permettre la génération de chaleur et d'électricité	Possibilité de production d'inhibiteur par les microorganismes
Vaste potentiel d'optimisation des paramètres	Grande variété de paramètres pouvant affecter les résultats
Application en industries réalisée	

La mise en évidence des avantages et des désavantages du traitement par boues activées permet de constater qu'une étude plus approfondie de cette technologie serait pertinente pour le cas à l'étude. En effet, la possibilité de traiter une variété de polluants est intéressante et la quantité importante d'électricité requise pour l'opération du procédé ne pose pas un problème majeur dans le cas d'une utilisation au Québec étant donné le faible coût qui y est rattaché. Il sera donc intéressant d'analyser cette méthode plus en profondeur au cinquième chapitre de cet essai.

4.2. Réacteur à biofilm

Les réacteurs à biofilm permettent le traitement des eaux usées grâce à l'attachement de microorganismes à des structures solides. Le procédé sera donc décrit en incluant les applications possibles de la technologie, puis les conditions d'opération possibles et leurs impacts seront discutés. Enfin, les limitations et les avantages de l'utilisation d'une telle méthode seront présentés.

4.2.1. Description

L'utilisation de biofilm consiste à immobiliser des microorganismes d'une ou de plusieurs souches sur un module solide et à les utiliser afin de transformer les molécules polluantes présentes en solution. Les microorganismes choisis s'attachent alors en multiples couches sur la matrice, qui elle-même peut être composée de matériaux divers inertes ou vivants. Le biofilm est donc le regroupement de ces microorganismes adhérant à la surface. Les polluants peuvent ensuite être retirés grâce à plusieurs

mécanismes comme la biodégradation, la biosorption ou la bioaccumulation. (Andersson, 2009) En plus de l'utilisation de bactéries, d'autres organismes tels que les microalgues ont été testés dans la littérature à des fins de traitement d'eaux usées (Miranda et al., 2017).

Le principe de ce type de procédé consiste donc à assurer la biodégradation des polluants par la communauté de microorganismes attachée à la matrice. Ainsi, afin de fournir les conditions d'opération optimales pour les bactéries ou les microalgues, il importe d'éviter les chocs importants causés par une brusque variation de pH ou de température ou par l'ajout d'un composé peu biodégradable, par exemple. Pour ce faire, un prétraitement est fréquemment utilisé avant l'envoi dans le réacteur à biofilm, ce qui permet l'adaptation des organismes aux conditions (Minière, Boutin et Soric, 2017).

Une multitude de composés polluants peuvent être traités grâce au traitement par biofilm, généralement pour son utilisation en post traitement. Principalement, elle peut permettre de réduire de la DCO et la concentration en solides dissouts. Plusieurs composés organiques tels que des nitrates, du carbone, des phosphates et de l'azote peuvent également être transformés par les microorganismes (Bishop Water, 2013). D'autres composés, notamment des solvants organiques, des métaux lourds ou de l'ammoniac peuvent également être retirés des eaux usées à l'aide de cette méthode de traitement. (Andersson, 2009 et Miranda et al., 2017) De façon générale, les réacteurs à biofilm permettent donc le traitement d'effluents mixtes et divers, contenant notamment de l'éthanol, du méthanol, de l'acide acétique et de nombreux autres composés organiques comme c'est le cas pour la situation traitée dans cet essai. Certaines études présentent toutefois un comportement réfractaire du phénol à ce type de traitement, mais les résultats obtenus en couplant les réacteurs à biofilm avec un prétraitement d'oxydation en voie humide sont positifs.

Le traitement par biofilm est rendu possible grâce à une série d'étapes mettant en jeu les microorganismes. D'abord, ceux-ci s'attachent à la matrice, puis colonisent leur support. Par la suite, la communauté microbienne peut croître jusqu'à l'atteinte d'un traitement adéquat des eaux.

Derrière ces grandes étapes, plusieurs mécanismes permettent d'en arriver à un système efficace. D'abord, en ce qui a trait à l'attachement des organismes, le support doit d'abord être recouvert de nutriments, de solutés inorganiques et d'autres molécules organiques afin de le préparer à la réception des systèmes vivants en formant une couche de conditionnement (Andersson, 2009).

Ensuite, lors de l'ajout des microorganismes, ceux-ci se lient d'abord faiblement et de façon réversible par des forces électrostatiques, avant de s'y attacher de façon irréversible à l'aide de structures externes (fimbriae ou pili) ou grâce à la production de substances polymériques adhésives par les microorganismes eux-mêmes (Butler et Boltz, 2014 et Andersson, 2009). La formation de complexes entre la substance polymérique ou la structure bactérienne et la matrice est le mécanisme permettant donc l'attachement des microorganismes qui constitueront le biofilm.

Par la suite, ils génèrent des substances polymériques extracellulaires (SPE) qui forment la base du biofilm dans laquelle les microorganismes continuent de se multiplier. Éventuellement, le biofilm est formé et

constitue une couche définie à travers laquelle les polluants sont amenés à travers des canaux, sont convertis par les organismes puis sont expulsés du biofilm sous une forme de composés moins polluants. Les nutriments présents dans la couche de conditionnement supplémentent donc les composés présents dans les eaux usées afin d'alimenter les microorganismes et d'assurer leur croissance. Le mécanisme de *quorum sensing* permet les interactions intermicrobiennes dans la couche de biofilm. (Butler et Boltz, 2014 et Andersson, 2009) Lors du désign de tels systèmes, des hypothèses doivent être émises quant à la cinétique en jeu afin d'évaluer le plus exactement possible les réactions en cours.

En ce qui concerne le procédé en tant que tel, plusieurs conformations de réacteurs peuvent être utilisés et se divisent en deux principales catégories, soient les réacteurs à lit fixe et ceux à lit mobile. Pour les réacteurs à lit fixe, la matrice est composée d'un matériau statique (roche, éponge, membrane, etc.) à travers laquelle le liquide est envoyé, ce qui permet la récupération des polluants par les microorganismes. Des exemples de support à biofilm pour un bassin sont imagés à la figure 4.3.

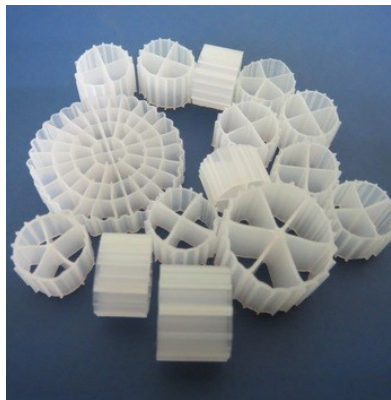


Figure 4.3 : Formats possibles de matrice pour les réacteurs à biofilm (tiré de : SREE Tech Enviro Products, s.d.)

Les réacteurs à lit mobile sont plutôt constitués d'une matrice se déplaçant en fonction du débit d'air ou d'eau envoyé ou grâce à une agitation (Andersson, 2009). Les principales conformations sont présentées à la figure 4.4. Les réacteurs à filtre à ruissèlement (*trickling filters*) et les réacteurs à lit fluidisé (*fluidized beds*) sont particulièrement répandus et disponibles commercialement (Butler et Boltz, 2014).

Ces types de réacteurs peuvent généralement être utilisés en mode continu ou en système fermé, en fonction des besoins spécifiques du procédé. Bien que les procédés fermés procurent une simplicité d'opération du procédé plus importante, les systèmes en mode continu permettent un apport constant en nutriments ou composés essentiels aux microorganismes. Le choix repose donc sur la particularité de chacun des contextes étudiés.

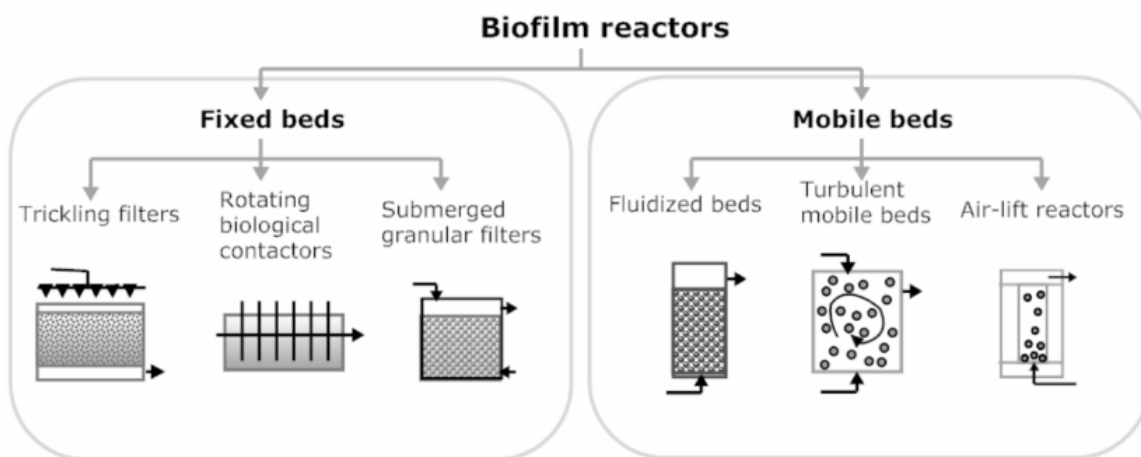


Figure 4.4 : Principales conformations de réacteurs à biofilm (tiré de : Andersson, 2009)

Les réacteurs à biofilm peuvent être utilisés pour de multiples applications de traitement des effluents industriels. Les domaines miniers et pharmaceutiques sont fréquemment visés, tout comme le traitement des eaux municipales. Étant donné son vaste domaine d'application en ce qui concerne le type de polluants traitables, les effluents provenant de la majorité des types d'industries peuvent être traités de cette façon, en modifiant les souches microbiennes utilisées ou les conditions d'opération. (Butler et Boltz, 2014 et Miranda et al., 2017)

4.2.2. Conditions et limites d'opération

Tant l'efficacité du traitement que la structure du biofilm peuvent être affectées par les paramètres opérationnels du réacteur à biofilm. D'abord, les résultats obtenus dépendent de manière importante de la concentration en polluant dans l'eau à traiter puisque ces composés constitueront une part de l'alimentation des microorganismes afin d'assurer leur croissance. Dans un même ordre d'idée, la quantité de nutriments ajoutée au milieu au besoin affectera l'efficacité du traitement.

Les souches de microorganismes composant le biofilm ainsi que l'épaisseur de ce dernier sont d'autres paramètres qui influencent le traitement. Les types de polluants traitables, le temps de traitement ainsi que les conditions d'opération requises en seront affectés. L'épaisseur du biofilm dépend surtout du débit d'eau entrant et de la vitesse d'agitation (Andersson, 2009).

L'aire et le matériel choisi pour la matrice sur laquelle se formera le biofilm doivent être considérés. En fonction de la porosité, de la densité et de la résistance à l'érosion de cette matrice, la formation du biofilm s'en trouvera modifiée (Andersson, 2009).

Des paramètres d'opération peuvent aussi affecter les résultats. Principalement, le pH du milieu, son osmolarité et la température ont un impact important puisque ces trois paramètres influencent le potentiel de viabilité des microorganismes formant le biofilm. Le débit d'eau envoyé au réacteur et son temps de résidence dans celui-ci modifieront également le rendement obtenu. Un temps suffisant doit être fourni aux

microorganismes afin de permettre une élimination suffisante des composés polluants. De plus, le système d'aération choisi ainsi que le débit d'oxygène envoyé au réacteur influencent le déroulement des réactions. Bien que l'attachement à l'aide des substances polymériques extracellulaires soit irréversible, un stress chimique ou physique suffisant peut le rendre réversible et induire un détachement de la matrice. (Minière et al., 2017) Les variations brusques dans les conditions d'opération doivent donc être évitées.

En lien avec les sous-produits de l'OVH

Connaissant ces paramètres d'impact, il est maintenant pertinent de s'attarder aux résultats obtenus dans diverses études en modulant les conditions d'opération. Le temps d'opération est une condition importante pour le cas à l'étude dans le cadre de cet essai. Ainsi, il est intéressant d'établir une évaluation de l'échelle de grandeur de la période d'opération des systèmes de traitement par biofilm. L'étude de Minière et al. (2017) présente des temps d'inoculation de deux jours pour permettre l'attachement des microorganismes à la matrice, puis de 20 à 40 jours pour l'acclimatation des biofilms aux composés spécifiques à traiter (phénol et acide acétique pour ce cas).

Par la suite, des études telles que celle de Miranda et al. (2017) présente un temps de résidence d'environ 16 h pour les eaux usées traitées avec un biofilm de microalgues tandis que l'étude de Minière et al. (2017) propose un temps de résidence de 15 à 30 minutes. Après ce temps, Minière et al. (2017) obtiennent un taux de retrait des phénols de 60 % et de 51 % pour l'acide acétique, des composés visés par le traitement de cet essai. En combinant le traitement biologique à un traitement d'OVH, c'est plutôt 99 % du phénol qui est dégradé et 97 % du carbone organique total principalement constitué d'acide acétique (Minière et al., 2017).

Pour les recherches entreprises par le CTTÉI, cette dernière étude (Minière et al., 2017) est donc fortement pertinente puisqu'elle évalue également le couplage de l'OVH avec la technologie de réacteur à biofilm et présente des résultats prometteurs. Cette voie pourrait donc être envisagée, avec une possibilité d'optimisation pour réutiliser l'énergie émise dans l'un des procédés afin d'alimenter le second. Les réacteurs à biofilm sont donc un procédé malléable ouvert à la modélisation dans le but de mieux comprendre l'impact précis de chacun des paramètres en jeu.

4.2.3. Forces et faiblesses de la technologie

Les forces et limitations du traitement à l'aide de réacteurs à biofilm sont présentées au tableau 4.2. Malgré tous les avantages que l'utilisation de cette méthode comporte, les procédés par biofilm sont complexes à modéliser. En effet, comme les biofilms sont généralement composés de microorganismes divers, il n'est pas aisé de prévoir leur comportement. De plus, l'agglomération en biofilm de communautés de microorganismes modifie les comportements en comparaison avec une analyse individuelle de chacune des souches présentes (Andersson, 2009). Ce faisant, une analyse spécifique de chaque cas doit être faite afin d'estimer les réactions et les interactions se produisant.

Dans la même lignée, cela permet de constater qu'une variété généreuse de paramètres influence la croissance des microorganismes ainsi que leur action par rapport aux eaux envoyées dans le réacteur. Bien que cette situation améliore la flexibilité potentielle du procédé, elle peut aussi constituer une limitation puisqu'il devient complexe de contrôler tous les paramètres pour arriver à un résultat précis. Heureusement, les biofilms résistent généralement bien aux légers changements lents dans le milieu.

La principale faiblesse des procédés par biofilm est la formation possible de biofilms à des endroits non désirés de l'équipement. Lorsque cette accumulation de biomasse se produit, elle peut entraîner de la corrosion dans la tuyauterie, des pertes de charge inattendues ou induire une propagation d'organismes pathogènes dans des endroits non visés (Butler et Boltz, 2014).

Malgré ces faiblesses, les systèmes de réacteur à biofilm possèdent de nombreux avantages. La faible génération de boues qu'ils engendrent, en comparaison avec d'autres traitements biologiques, est l'une des principales forces de la technologie. Étant donné qu'une même biomasse microbienne peut être utilisée pour traiter un volume d'eau important, moins de boues sont produites (Minière et al., 2017). Le ratio de temps de rétention des boues par rapport à celui des eaux usées à traiter est donc plus élevé que pour la majorité des systèmes de traitement biologique, ce qui représente un avantage important en réduisant les coûts associés à l'élimination et au transport de ces boues.

Le faible niveau d'entretien requis pour les réacteurs à biofilm est également un avantage non négligeable, tout comme le fait qu'ils requièrent peu d'équipements et peu d'espace (Bishop Water, 2013). Ces avantages permettent de réduire les coûts d'achat, mais aussi les frais d'exploitation, pour un traitement éliminant de nombreux polluants.

Tableau 4.2 : Forces et limitations des réacteurs à biofilm

Forces	Limitations
Faible génération de boues	Difficulté à modéliser
Nécessite peu de maintenance	Complexité du contrôle des paramètres d'opération
Nécessite peu d'espace et d'équipement	Principalement efficace pour les composés organiques
Flexibilité d'opération	Formation de biofilms à des endroits non désirés dans les équipements
Temps de résidence moins élevé que pour d'autres procédés biologiques	
Capacité de dégrader des composés récalcitrants	
Application en industries réalisée	

Ainsi, en considérant ces avantages et désavantages liés à l'utilisation des réacteurs à biofilm, cette technologie semble être une alternative intéressante pour le cas étudié. L'applicabilité aux effluents visés ainsi que son efficacité d'un point de vue environnemental seront, entre autres, analysées au chapitre 5 du présent essai.

4.3. Procédés bioélectrochimiques

Les procédés bioélectrochimiques permettent de joindre les avantages des procédés électrochimiques à ceux des procédés biologiques et il est donc intéressant de les étudier dans le cadre de cette étude afin de vérifier leur applicabilité pour le cas des effluents industriels québécois. Le principe de ce type de procédé sera donc décrit, tout comme les conditions et les limites d'opération, puis les forces et les limites d'une telle technologie seront présentées.

4.3.1. Description

Dans un procédé bioélectrochimique, les microorganismes servent de biocatalyseurs pour convertir l'énergie chimique liée à leur activité catabolique en énergie électrique et permettent d'utiliser le transfert d'électrons et l'activité microbienne pour conduire à la dégradation de polluants, généralement en conditions anaérobies (Tugtas, Cavdar et Calli, 2013). C'est donc grâce à une série de réactions redox que le traitement des eaux usées est fait, assurant un transfert d'électrons entre les microorganismes et les électrodes solides, ce qui engendre une différence de potentiel électrique dans le système (Velvizhi et Mohan, 2017).

La dégradation des polluants est effectuée en partie par les microorganismes, par une consommation des composés polluants permettant la croissance des bactéries. Par ailleurs, les polluants sont aussi oxydés par des procédés d'oxydation directs et indirects. Lors d'un transfert direct d'électrons, les microorganismes se regroupent en un biofilm qui recouvre la surface de l'anode. Ainsi, l'ensemble du biofilm agit comme accepteur d'électrons et permet de transférer directement les électrons à l'anode. En opposition, lors d'un transfert indirect d'électrons, un composé médiateur agit à titre d'intermédiaire entre les microorganismes et la surface de l'anode pour assurer le transport des électrons à l'extérieur des cellules. (Choudhury et al, 2017)

Suite au transfert des électrons sur la surface de l'anode, un circuit électrique externe permet le passage de ceux-ci de l'anode vers la cathode. Les composés polluants organiques sont donc oxydés dans la chambre anodique puis les électrons générés sont transférés vers la chambre cathodique, où d'autres microorganismes présents peuvent alors, dans certains désigns de procédés, utiliser ces électrons afin de traiter des polluants additionnels. C'est dans cette section de procédé, par exemple, qu'une dénitrification des effluents peut être effectuée. (Naraghi, Yaghmaei, Mardanpour et Hasany, 2015)

La pile à bactéries, ou *microbial fuel cell* (MFC), et la pile à bactéries par électrolyse, ou *microbial electrolysis cell* (MEC), sont deux types de technologies bioélectrochimiques. Elles sont composées d'une cathode et d'une anode, mais également d'un circuit électrique externe et nécessitent la présence de microorganismes

pour leur opération. Dans le cadre de l'utilisation d'une MFC, une membrane échangeuse de protons est parfois utilisée en supplément aux précédents équipements (Naraghi et al., 2015).

Concernant la configuration du procédé, les procédés électrochimiques peuvent prendre différentes formes. La figure 4.5 présente une configuration possible d'un procédé bioélectrochimique en incluant les divers équipements en jeu. Ces procédés peuvent comprendre une ou plusieurs électrodes placées en série ou en parallèle, modifiant le transfert d'électrons entre les cathodes et les anodes. (Velvizhi et Mohan, 2017)

Les procédés bioélectrochimiques peuvent être opérés en systèmes fermés ou en continu. Généralement, lorsque le transfert d'électrons est direct et qu'un biofilm est formé à la surface de l'électrode, le système est opéré en continu, tandis que lors d'un transfert indirect d'électrons avec l'aide de molécules médiatrices, les systèmes choisis sont plutôt en mode fermé (Tugtas, Cavdar et Calli, 2013). Des souches bactériennes anaérobies sont principalement sélectionnées et permettent le traitement des effluents industriels par un passage à l'intérieur des chambres cathodiques ou anodiques.

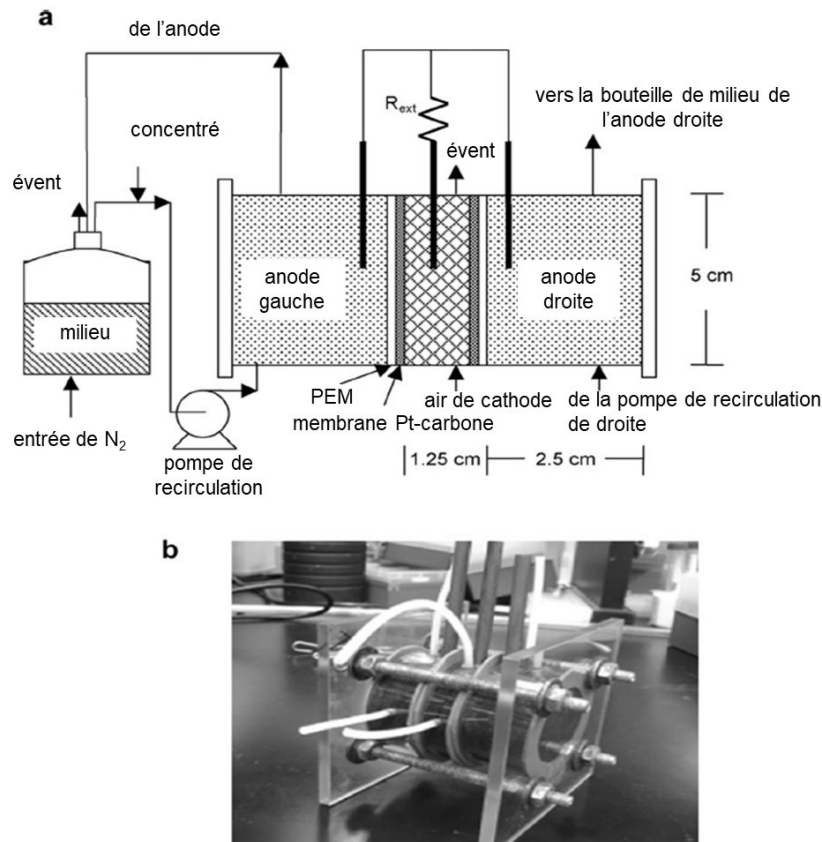


Figure 4.5 : Schéma d'un traitement bioélectrochimique en représentation avec écoulements (a) et en photo (b) (traduction libre de : Choudhury et al., 2017)

L'étendue des domaines d'application des procédés bioélectrochimiques est vaste et la méthode est plutôt flexible. Ainsi, des effluents en provenance de l'industrie chimique, de l'industrie alimentaire, de l'industrie pharmaceutique, de raffineries de pétrole ou encore de lieux d'enfouissement pourraient potentiellement

être traités à l'aide de cette technique. (Mohanakrishna, Abu-Reesh et Al-Raoush, 2018 et Velvizhi et Mohan, 2017)

Bien que ce type de procédé permette de traiter des eaux provenant de domaines variés, peu d'applications à l'échelle industrielle ont été faites avec ces technologies et les avancées se concentrent surtout sur des expérimentations en laboratoire.

4.3.2. Conditions et limites d'opération

Comme pour les procédés décrits précédemment, il est important de contrôler les paramètres d'opération et les paramètres intrinsèques au procédé afin d'obtenir les résultats escomptés tant dans les expérimentations à l'échelle laboratoire que lors de la mise à l'échelle. Pour les procédés bioélectrochimiques, le choix des microorganismes a un impact majeur (Velvizhi et Mohan, 2017). En effet, en plus de sélectionner des souches appropriées pour le traitement des polluants spécifiques de l'effluent, il est important de considérer son efficacité de transfert d'électrons et son affinité avec les électrodes puisque ce sont des paramètres qui influenceront le courant diffusé dans le système.

Une attention particulière doit aussi être portée aux électrodes et à leur arrangement dans le système. Le nombre d'électrodes, leur espacement et leur conformation en série ou en parallèle influencent l'efficacité du transfert d'électrons et, du même coup, l'efficacité de la dépollution. Par ailleurs, le matériel choisi pour les électrodes est important. Il doit être biocompatible et inerte chimiquement en plus de posséder une bonne conductivité électrique. (Choudhury et al., 2017) Des matériaux tels que le tissu de carbone, le graphite non catalysé, le feutre de graphite ou le feutre de carbone sont fréquemment utilisés. Ils sont sélectionnés en fonction de leur coût ainsi que de leur rugosité, considérant qu'un matériau plus rugueux augmente l'aire de l'électrode et favorise l'attachement des microorganismes sur un maximum de surface. (Sun et al., 2016)

Pour ce qui est du procédé, le pH du milieu impacte le traitement en modifiant l'efficacité du transfert d'ions et le métabolisme des microorganismes. En effet, à plus faible pH, le transfert est généralement favorisé, alors qu'un pH plus élevé peut également comporter des avantages, par exemple en inhibant la croissance de certains microorganismes méthanogènes (Choudhury et al., 2017). La température du milieu affecte également la croissance des microorganismes et donc l'efficacité du traitement. Pour ces raisons, les paramètres doivent être ajustés en fonction du cas étudié et des polluants à retirer des eaux usées. Sur cette même lignée, le type de polluant et sa concentration dans les eaux usées ainsi que son temps de rétention dans le système de traitement sont des éléments à considérer lors du désign du procédé bioélectrochimique.

En lien avec les sous-produits de l'OVH

Comme pour les autres procédés biologiques, une grande variété de polluants peut être retirée des eaux usées grâce à cette technique. Les solides dissouts en font partie, tout comme le carbone et l'azote. Les traitements bioélectrochimiques permettent également de réduire la demande chimique en oxygène, en

plus d'éliminer des composés comme les phénols, les nitrates, les sulfates et les phosphates. (Velvizhi et Mohan, 2017 et Sun et al., 2016)

Certaines études présentées dans la littérature permettent de mieux comprendre l'impact de ces conditions d'opération et des limitations rattachées au procédé. L'étude de Mohanakrishna et al. (2018) a mis de l'avant, avec un temps de traitement de quatre jours en système fermé et des effluents provenant de raffineries de pétrole, de réduire la DCO de jusqu'à 75 % par rapport à la valeur initiale. Naraghi et al. (2015) ont, quant à eux, obtenu une diminution de 70 % de la DCO après quatre jours et de 89 % de la DCO après six jours de traitement. Ces résultats permettent de constater que le traitement semble plus rapide pour les procédés bioélectrochimiques que pour les autres traitements biologiques étudiés dans le cadre de cet essai, tout en permettant de traiter divers types de polluants.

De façon générale, les procédés de traitement d'eaux usées bioélectrochimiques sont donc utilisés en post traitement, ce qui concorde avec la réalité du cas de recherche d'un post traitement suite à l'oxydation en voie humide. Des recherches pour une application de cette technologie auraient avantage à se concentrer sur l'optimisation de la sélection de souches bactériennes et des matériaux pour les électrodes ainsi que sur leur interaction puisque ces paramètres ont une forte influence sur l'efficacité du traitement.

4.3.3. Forces et faiblesses de la technologie

Les technologies bioélectrochimiques comportent des avantages encourageant leur utilisation, mais également quelques désavantages à considérer lors du choix de traitement. Ceux-ci sont présentés au tableau 4.3. Actuellement, une des principales limitations de cette technologie est son manque d'applications industrielles. En effet, contrairement aux autres procédés présentés pour lesquels des recherches sont effectuées depuis plusieurs décennies, l'application industrielle de procédés bioélectrochimique est moins couverte dans la littérature. Pour cette raison, son utilisation en industries devrait être précédée d'un travail de recherche plus important. Présentement, les unités développées sont plutôt à l'échelle laboratoire et peu de modèles à grande échelle sont commercialisés.

Par ailleurs, les électrodes nécessaires pour effectuer un traitement bioélectrochimique entraînent quelques désavantages. D'abord, leur stabilité à long terme est peu connue avec les matériaux actuellement utilisés et peu de littérature est disponible à ce sujet. Ainsi, leur remplacement fréquent pourrait être nécessaire. Or, les matériaux utilisés et présentés précédemment sont généralement dispendieux et un remplacement fréquent pourrait engendrer des coûts importants en cours d'opération, ce qui pourrait mettre un frein à une exploitation rentable d'un tel procédé. (Choudhury et al., 2017)

Comme pour les autres procédés biologiques, la modélisation d'un procédé bioélectrochimique peut être difficile étant donné la complexité des réactions et des interactions en jeu, tant en lien avec la croissance et l'attachement des microorganismes que pour les mécanismes de transfert d'électrons entre les bactéries et les électrodes.

D'un autre côté, une grande variété de polluants peut être traitée, ce qui constitue un avantage non négligeable en sachant que les effluents visés sont composés d'une multitude de substances. De plus, avec un choix approprié de souches de microorganismes, il est possible d'effectuer un traitement sélectif en visant principalement certains composés, ce qui peut être intéressant dans le cadre d'une application industrielle pour une entreprise produisant des effluents au contenu constant. Ainsi, il pourrait devenir plus aisé d'éliminer les composés contrevenant aux normes de rejet en vigueur et de réduire l'impact du rejet des effluents sur les différents écosystèmes.

De plus, les procédés bioélectrochimiques génèrent une faible quantité de boues. Cet avantage est en partie économique puisque la réduction du volume de boues à gérer permet de réduire les coûts d'élimination pour une entreprise (Tugtas et al., 2013). En plus de l'avantage financier que cela procure, l'impact environnemental est intéressant. En effet, ces boues doivent fréquemment être incinérées étant donné leur contenu élevé en matières polluantes, ce qui ajoute des impacts négatifs sur l'environnement. (Sun et al., 2016) Dans ce cas, comme les microorganismes permettent de transformer une grande partie des polluants du milieu en des composés différents, la limitation du volume de boue lors de l'opération du procédé est une force importante de cette technologie.

Enfin, l'utilisation d'équipements d'électrobiologie tels que les piles à bactéries est souvent associée à la volonté d'utiliser le système pour la production d'électricité (Velvizhi et Mohan, 2017). Le principe de cette technologie repose sur la conversion d'énergie chimique en énergie électrique. Au besoin, cette énergie électrique peut être récupérée et utilisée afin d'alimenter d'autres sections du procédé de l'entreprise.

Tableau 4.3 : Forces et limitations des procédés bioélectrochimiques

Forces	Limitations
Peut permettre la génération d'électricité	Peu d'applications industrielles
Traitement d'une variété de polluants	Achat d'électrodes à fréquence régulière
Simplicité d'opération	Coût élevé et difficulté d'accès sur le marché des électrodes
Faible coût d'achat	Manque de stabilité des électrodes à long terme
Faible frais d'exploitation	Complexe à modéliser
Faible génération de boues	

Ainsi, ce procédé semble être un traitement possible pour les effluents industriels québécois et une analyse plus approfondie en sera donc faite au chapitre 5 de cet essai afin de vérifier son applicabilité réelle en fonction des critères de sélection définis.

5. ANALYSE MULTICRITÈRE DES PROCÉDÉS DE POST TRAITEMENT

L'analyse multicritère a été sélectionnée comme méthode d'analyse des six procédés de traitement des effluents présentés aux chapitres 3 et 4. La méthodologie derrière l'utilisation de cet outil sera donc présentée, puis la grille des résultats sera mise de l'avant. Par la suite, l'évaluation de chacun des procédés sera expliquée puis la grille sera interprétée afin d'en tirer des conclusions quant à la signification des résultats par rapport au choix de procédé pour les effluents québécois.

5.1. Méthodologie

L'analyse multicritère est l'outil sélectionné dans le cadre de cet essai puisqu'elle permet d'évaluer les différentes sphères touchées par la sélection d'une méthode de post traitement des effluents industriels au Québec tout en prenant en considération un maximum de parties prenantes. Cette analyse permet donc par la suite d'émettre des recommandations éclairées. Afin d'en arriver à une analyse objective et complète, il faut d'abord définir la méthodologie utilisée. À ces fins, la signification du pointage et la signification de la pondération attribuée à chaque critère sont présentées. Par la suite, les critères sélectionnés et la pondération attribuée sont discutés afin d'établir les bases de la compréhension de l'analyse effectuée.

5.1.1. Fonctionnement de la grille d'analyse

La grille d'analyse multicritère permet de mettre de l'avant les forces et les faiblesses de chacun des procédés en se basant sur des critères communs, ce qui permet de les comparer entre eux. De cette façon, il devient possible d'émettre des recommandations concernant les types de procédés à privilégier dans la situation étudiée.

Une échelle d'évaluation semi-quantitative a été sélectionnée afin de permettre de comparer les procédés entre eux à la lumière de l'analyse. Une échelle entièrement positive est pertinente, sans cote négative possible, car les procédés de traitement visent à améliorer la qualité de l'eau. Il n'est pas pertinent d'inclure à l'échelle des valeurs d'évaluation négatives qui représenteraient une détérioration de la qualité des effluents.

Le pointage retient une échelle de 0 à 3 points, où 0 représente le pointage le plus faible et 3 le meilleur pointage. L'échelle choisie au tableau 5.1 s'inspire en partie de celles de Laroche Paquet (2015) et de Labelle (2018). Ainsi, un critère se verra attribuer une cote plus faible si un procédé ne va pas en son sens alors qu'une meilleure cote sera octroyée si le procédé va fortement dans le sens du critère.

Une agrégation sera également faite afin d'identifier le pointage obtenu dans chaque catégorie de critères pour chacun des procédés. Cela permettra alors d'analyser plus en profondeur la signification des résultats obtenus.

Tableau 5.1 : Échelle de pointage pour l'évaluation des critères d'analyse

Pointage	Explication
0	Le procédé n'a pas d'effet sur ce critère ou le critère n'est pas applicable
1	Le procédé est faiblement favorable par rapport à ce critère
2	Le procédé est moyennement favorable par rapport à ce critère
3	Le procédé est fortement favorable par rapport à ce critère

5.1.2. Établissement de la pondération

Certains des critères choisis ont une pertinence ou une importance plus élevée que d'autres dans le contexte à l'étude. Pour cette raison, une échelle de pondération des critères a également été établie afin d'accorder un poids plus élevé à certains critères lors de l'évaluation des options optimales de procédés pour le cas analysé. L'échelle de pondération au tableau 5.2 s'étend de 1 à 3, où 3 représente le meilleur pointage. Elle s'inspire de l'échelle de pondération développée dans Villeneuve et al. (2014).

Tableau 5.2 : Échelle de pondération appliquée aux critères d'analyse

Pondération	Explication
1	Le critère est souhaitable
2	Le critère est nécessaire
3	Le critère est essentiel

Pour calculer le score total obtenu par chaque procédé, le pointage (échelle de 0 à 3) sera multiplié avec la pondération du critère (échelle de 1 à 3). Par la suite la somme de ces multiplications sera faite pour un procédé donné, ce qui permettra d'obtenir une valeur totale pour chaque technologie de traitement.

5.1.3. Établissement des critères et de leur pondération

Dans le but d'assurer une concordance entre les critères sélectionnés et le contexte environnemental québécois, des critères concernant les trois sphères du développement durable, soient les aspects économique, social et environnemental, ont été sélectionnés. Ils s'inspirent des 16 principes du développement durable édictés dans la *Loi sur le développement durable* du Québec. Qui plus est, vu l'objectif technique derrière cet essai, il importe d'inclure certains critères d'évaluation relatifs à cet aspect afin d'assurer la faisabilité technique des procédés recommandés.

Ces critères environnementaux, économiques, sociaux et techniques sont présentés au tableau 5.3. La pondération attribuée à chacun d'entre eux est aussi indiquée dans ce même tableau. Les critères ont été choisis en fonction des objectifs à atteindre, soit le traitement d'eaux usées dans un contexte industriel, et résultent notamment de discussions avec le CTTÉI (P. Ramirez, conversation téléphonique, 19 juillet 2018). Les critères sont aussi inspirés de Cantin (2017) et d'un document de l'Office de la coordination environnementale et de l'énergie du canton de Berne (2008).

Tableau 5.3 : Critères sélectionnés pour l'analyse et leur pondération

Critère	Pondération
1. Critères environnementaux	
1.1. Retombée environnementale positive tout au long du cycle de vie	3
1.2. Protection de l'hydrosphère	3
1.3. Consommation énergétique du procédé	1
2. Critères économiques	
2.1. Rentabilité économique tout au long du cycle de vie	2
2.2. Investissement à l'achat	2
2.3. Favorisation de l'innovation et de la recherche	3
3. Critères sociaux	
3.1. Création d'emplois	1
3.2. Acceptabilité du procédé par le plus grand nombre de parties prenantes	2
3.3. Possibilité de gestion des risques par les principes de prévention et précaution	2
4. Critères techniques	
4.1. Applicabilité pour la composition des effluents à traiter	3
4.2. Compatibilité avec l'oxydation en voie humide	3
4.3. Niveau de développement de la commercialisation du procédé	1

Chacune des catégories comporte un nombre égal de critères afin de représenter adéquatement l'importance relative équivalente de chacune des sphères du développement durable. En effet, un des objectifs de l'étude est de limiter les impacts environnementaux du rejet des effluents industriels. Or, dans

un contexte d'industrie, il est approprié de considérer l'économie dans les décisions ainsi que la société permettant de soutenir cette industrie. De plus, dans le cas présent, un nombre équivalent de critères techniques est proposé puisqu'une problématique technique affecterait de façon aussi importante le résultat du traitement que les trois autres sphères du développement durable considérées.

Par ailleurs, il est possible de constater que la somme de la pondération est égale pour chaque catégorie (7 points) sauf pour les critères sociaux (5 points). Cette légère différence est relative au contexte industriel dans lequel s'inscrit la démarche et qui fait en sorte que l'apport de la société est moins significatif que les autres sphères pour le cas étudié.

Critères environnementaux

Le premier critère de la catégorie des critères environnementaux est « retombée environnementale positive tout au long du cycle de vie » (critère 1.1). En effet, bien que le traitement des eaux usées vise à assurer la protection des écosystèmes dans lesquels l'eau est rejetée, il est important de considérer les impacts environnementaux de l'ensemble du procédé. Ce critère s'inscrit dans la vision du principe de consommation et production responsables de la *Loi sur le développement durable*. Dans ce critère, les matériaux et équipements utilisés pour l'opération du procédé et leur impact jusqu'à la fin de leur vie utile sont principalement considérés. Comme un des objectifs principaux du travail est de limiter les impacts des effluents sur l'environnement, ce critère s'est vu attribuer une pondération de 3. En effet, il est essentiel que les retombées soient majoritairement positives tout au long du cycle de vie afin de justifier l'utilisation d'un traitement plutôt qu'un autre.

Le critère « protection de l'hydrosphère » (critère 1.2) a, quant à lui, été choisi afin de représenter les impacts directs du traitement des eaux usées. Ce critère d'évaluation prend donc en considération les types de composés pouvant être retirés de façon générale par le procédé de traitement évalué ainsi que la diminution de nuisance sur les milieux aquatiques que ce retrait entraîne. L'eau de surface ainsi que l'eau souterraine sont considérées dans cette évaluation se rattachant au principe de protection de l'environnement. Dans un contexte d'évaluation de systèmes de traitement des eaux visant spécifiquement à rejeter aux cours d'eau des effluents de meilleure qualité, il semble logique d'accorder une pondération maximale, soit 3 points, à ce critère.

La consommation énergétique du procédé (critère 1.3) est considérée dans l'analyse. En plus des coûts financiers qui y sont rattachés, la production d'énergie engendre de nombreuses conséquences environnementales et il est donc pertinent de considérer cet aspect dans l'analyse. L'énergie électrique sera principalement considérée ici. Toutefois, puisque l'étude se concentre sur le territoire québécois, sur lequel la majorité de l'électricité est produite à partir par hydroélectricité, les impacts négatifs sont limités en comparaison avec d'autres méthodes de production (par exemple charbon, énergies fossiles, nucléaire). Pour cette raison, une pondération de 1 a été attribuée au critère 1.3.

Critères économiques

L'économie occupant une place centrale au sein de toute industrie, il est important d'analyser certains critères s'y rattachant. D'abord le critère « rentabilité économique tout au long du cycle de vie » (critère 2.1) est évalué. Les couts rattachés à l'opération du procédé, tels que les couts d'entretien, les couts liés à l'électricité, le cout d'élimination des boues ou autres résidus de traitement et les couts de disposition de l'équipement en fin de vie, sont considérés. Le principe d'internalisation des couts présenté par le MDDELCC résume bien l'importance de ce critère, en relevant le fait que la « valeur des biens et des services doit refléter l'ensemble des couts qu'ils occasionnent à la société durant tout leur cycle de vie » (MDDELCC, s.d.). Ce critère est nécessaire afin d'assurer que les entreprises mettent en application le procédé proposé, mais ne peut justifier à lui seul la sélection d'un procédé plus qu'un autre. Une pondération de 2 lui a donc été octroyée.

Dans la même lignée, il est intéressant d'analyser l'investissement à l'achat (critère 2.2) relatif à chaque procédé étudié. En effet, si un procédé nécessite des équipements qui possèdent un cout d'achat trop élevé, il ne peut pas être utilisé à grande échelle par la majorité des entreprises. Les données exactes concernant les couts d'achat ne sont pas disponibles, mais l'ordre de grandeur relatif peut être utilisé. Comme c'est un critère nécessaire, mais pas essentiel pour l'implantation du procédé dans chacune des entreprises, il possède une pondération de 2.

Le critère 2.3, « favorisation de l'innovation et de la recherche » est important pour un développement optimal d'un procédé dans une région donnée. Ce critère se rattache aux principes d'accès au savoir et d'efficacité économique énoncés dans la *Loi sur le développement durable*. En effet, cet acte législatif indique l'importance accordée à l'innovation et à la recherche pour la mise en œuvre du développement durable au Québec. Dans le contexte de cet essai, en considérant l'implication du CTTÉI en matière de recherche sur le sujet traité, le respect de ce critère est essentiel et c'est pour cette raison qu'il est lié à une pondération de 3 points.

Critères sociaux

La sphère sociale est partie intégrante du développement durable et des critères y sont donc rattachés. Le critère 3.1 est la création d'emplois. En effet, un procédé qui nécessite des ressources humaines supplémentaires est intéressant, car il permet de créer des emplois favorables au développement dans certaines régions du Québec. L'atteinte de ce critère est souhaitable, mais même sans création d'un nombre important d'emplois, un procédé pourrait être plus approprié dans le contexte. C'est ce qui explique la pondération de 1 qui lui a été accordée.

D'un point de vue social, il est important de s'assurer qu'un plus grand nombre de parties prenantes accepte le procédé choisi en possédant les connaissances suffisantes lui permettant de le faire. L'acceptation potentielle du procédé par les entreprises, par les centres de recherches, par la population et par les gouvernements est considérée. Une opposition trop importante de la part de certains acteurs pourrait mettre

un terme au développement du traitement. Ainsi, une pondération de 2 lui a été attribuée puisque c'est un critère nécessaire.

La gestion des risques (critère 3.3) est importante pour l'ensemble des parties prenantes et doit être considérée comme critère social. Les principes de précaution et de prévention énoncés par le MDDELCC (s.d.) mettent de l'avant la nécessité des actions de prévention, d'atténuation et de correction pour tous les risques connus ainsi que d'agir afin d'éviter des dommages liés à des risques pour l'environnement. Ce critère social inclut donc les impacts des risques sur toutes les parties prenantes. Une pondération de 2 lui a été accordée, car l'atteinte de ce critère est nécessaire afin de faire une gestion adéquate des risques.

Critères techniques

L'aspect technique est important dans le contexte du projet et les principaux critères techniques à respecter ont été retenus suite aux discussions avec le CTTÉI (P. Ramirez, conversation téléphonique, 19 juillet 2018). Le premier critère est l'applicabilité du procédé pour la composition des effluents à traiter (critère 4.1). En effet, les divers procédés permettent de traiter certains composés alors que d'autres composés y sont réfractaires. La concordance entre la composition des effluents décrits en section 2.2 et le traitement possible par chacune des méthodes de traitement est donc évaluée. Sans l'atteinte de ce critère, il n'est pas pertinent de retenir une technologie de traitement, ce qui peut suffire à empêcher la réalisation d'un projet. C'est pour cette raison qu'une pondération de 3 lui a été accordée.

Le critère 4.2 vise à évaluer la compatibilité du post traitement choisi avec l'oxydation en voie humide. L'objectif principal de l'essai étant de proposer un procédé complétant l'OVH, il semble essentiel de considérer la possibilité de couplage entre les deux traitements. Puisque sans possibilité d'utilisation combinée des deux traitements, la méthode de post traitement évaluée perd une grande part d'intérêt, ce critère s'est vu attribué une pondération de 3 points.

Enfin, le niveau de développement de la commercialisation du procédé étudié (critère 4.3) doit être considéré dans l'analyse. En choisissant un procédé déjà développé à grande échelle, une plus grande quantité d'information est disponible pour une implantation industrielle, ce qui facilite la recherche et le développement pour le cas étudié. Une commercialisation à l'échelle industrielle déjà existante est souhaitable pour le procédé de post traitement retenu, mais elle n'est pas indispensable et ce critère a donc reçu une pondération de 1 point.

5.2. Résultats de la grille d'analyse

La grille d'analyse multicritère présentée au tableau 5.4 montre les résultats de l'évaluation de chaque critère pour tous les procédés. Les quatre catégories de critères sont présentées en sections distinctes, soient les critères environnementaux, économiques, sociaux et techniques.

En plus du pointage pour chacun des critères, les sous-totaux pour chacune de ces catégories de critère sont exposés afin de permettre une analyse en fonction des diverses sphères du développement durable

pour chacune des technologies étudiées. Le total de l'ensemble des critères pour chacune des méthodes de traitement est aussi indiqué dans la grille d'analyse. Ainsi, le total ayant le plus haut pointage est celui qui est le plus en accord avec les critères définis, basé sur la pondération attribuée ainsi que sur la cote qui lui a été décernée pour chacun des procédés de traitement.

Tableau 5.4 : Grille d'analyse multicritère

Critère	Pondération	Procédé de traitement					
		Électrooxydation	Électrocoagulation	Procédés électrochimiques par membrane	Traitement par boues activées	Réacteur à biofilm	Procédés bioélectrochimiques
1. Critères environnementaux							
1.1. Retombée environnementale positive tout au long du cycle de vie	3	2	1	2	2	2	2
1.2. Protection de l'hydrosphère	3	2	2	1	2	3	3
1.3. Consommation énergétique du procédé	1	1	1	2	1	3	2
Sous total		13	10	11	13	18	17
2. Critères économiques							
2.1. Rentabilité économique tout au long du cycle de vie	2	3	2	2	2	2	1
2.2. Investissement à l'achat	2	3	3	1	3	2	2
2.3. Favorisation de l'innovation et de la recherche	3	1	2	2	2	3	3
Sous total		15	16	12	16	17	15
3. Critères sociaux							
3.1. Création d'emplois	1	1	2	1	2	1	1
3.2. Acceptabilité du procédé par le plus grand nombre de parties prenantes	2	2	2	2	3	3	2
3.3. Possibilité de gestion des risques par les principes de prévention et de précaution	2	2	2	3	3	3	2
Sous total		9	10	11	14	13	9
4. Critères techniques							
4.1. Applicabilité pour la composition des effluents à traiter	3	3	2	1	3	3	2
4.2. Compatibilité avec l'oxydation en voie humide	3	2	2	1	3	3	2
4.3. Niveau de développement de la commercialisation du procédé	1	3	2	2	3	2	1
Sous total		18	14	8	21	20	13
Total		55	50	42	64	68	54

5.3. Évaluation pour chaque technologie

Une cote a été attribuée à chacun des critères dans les quatre catégories, soient les critères environnementaux, économiques, sociaux et techniques pour les six procédés évalués dans cet essai. Cette évaluation a permis d'en arriver à certaines observations. Le pointage maximal pouvant être obtenu pour un procédé est de 78 points. Les résultats varient entre 42 et 68 points, une cote maximale représentant le meilleur choix basé sur l'évaluation des critères uniquement. Il est important de noter que d'autres paramètres non considérés dans cette analyse pourraient influencer le choix de technologie. Ainsi, selon ces résultats, les réacteurs à biofilm devraient être priorisés, suivis par le traitement par boues activées. À l'opposé, les procédés d'électrocoagulation et les procédés électrochimiques par membrane devraient être les derniers priorisés. La justification de l'attribution des cotes pour chacune des méthodes de traitement est discutée dans cette section.

5.3.1. Procédés d'électrooxydation

Les procédés d'électrooxydation ont récolté un pointage total de 55. Dans les procédés d'électrooxydation, des électrodes de métal doivent être utilisées. Pour un cas comme celui étudié dans le cadre de l'essai, des électrodes de plomb seraient probablement une option intéressante. Or, en fin de vie, des impacts environnementaux négatifs peuvent être engendrés par l'élimination de telles électrodes. Pour cette raison, une cote de 2 a été attribuée au critère 1.1. Étant donné que cette méthode de traitement ne permet pas de retirer une variété importante de polluants des eaux usées, mais qu'elle permet de réduire substantiellement la DCO en plus de retirer divers composés potentiellement dangereux pour les milieux aquatiques, une valeur de 2 a aussi été donnée au critère 1.2. Pour ce qui est de la consommation d'électricité (critère 1.3), elle est importante dans le cas de l'opération des procédés d'électrooxydation afin d'alimenter le système électrique, mais également de contrôler les conditions d'opération et ce critère a donc reçu la note de 1.

En ce qui concerne les critères économiques, le faible coût lié à l'opération, qui a valu au critère 2.1 la cote de 3, provient de l'absence de pièce d'équipement à remplacer fréquemment et que peu d'entretien est requis, l'opération du système étant simple. Qui plus est, étant donné l'absence d'équipements spécialisés pour réaliser les opérations, le coût à l'achat est faible en comparaison avec les autres méthodes de traitement et une cote de 3 a aussi été attribuée au critère 2.2. Au contraire, le critère 2.3 a reçu la cote de 1. En effet, ce type de procédé de base est bien connu depuis plusieurs décennies et les possibilités d'innovation par la recherche sont plutôt limitées.

Le critère 3.1 relatif à la création d'emplois a reçu 1 point, car le procédé requiert peu d'entretien et que la plage possible d'optimisation du procédé est plutôt réduite, donc pas de besoin en matière de ressources humaines pour accomplir cette tâche. Le potentiel de création d'emplois est plutôt faible avec l'implantation de cette technique de traitement. Le critère 3.2 a, quant à lui, reçu une note de 2 puisque c'est un procédé plutôt bien accepté dans la communauté scientifique ainsi que par les industries, mais qu'il ne représente pas nécessairement une solution prometteuse à long terme, ce qui pourrait freiner son acceptation par un

maximum de parties prenantes. Pour le critère 3.3., une cote de 2 a été donnée. Cela s'explique par le fait que l'électrooxydation est un type de procédé qui peut engendrer des risques, mais que ceux-ci sont bien connus et donc que des actions peuvent être mises en place, respectant les principes de précaution et de prévention. Toutefois, bien que les risques environnementaux liés, par exemple, à l'élimination des électrodes de plomb soient bien connus, il n'y a pas de réelles avancées à ce sujet visant à limiter les risques.

Du côté technique, les procédés d'électrooxydation font plutôt bonne figure. Le critère 4.1 a reçu la note de 3, car les composés organiques en général peuvent être traités par cette méthode. Toutefois, les composés spécifiques composant les effluents analysés dans le cadre de ce travail, sans être réfractaires à ce type de procédé, ne sont pas nécessairement ceux qui sont visés par le traitement et il faut donc être prudent à ce sujet. Dans un même ordre d'idée, la même cote a été attribuée au critère 4.2, car aucune étude retrouvée dans la littérature n'étudie le couplage spécifique avec l'OVH, mais qu'une utilisation conjointe de l'électrooxydation et d'un autre traitement oxydatif est réaliste. Enfin, la cote de 3 a été attribuée au critère 4.3, car le procédé est déjà bien connu et qu'il est facile à développer à l'échelle industrielle et que plusieurs systèmes commercialisés existent en ce sens.

5.3.2. Electrocoagulation

L'électrocoagulation a obtenu un score total de 50 points. D'un point de vue environnemental, les valeurs octroyées à l'électrocoagulation sont plutôt faibles. D'abord, le critère 1.1 a reçu une cote de 1 basé sur les électrodes ainsi que sur la masse de polluants récupérée. Dans ce système, les électrodes sont dissoutes dans l'eau afin d'agir comme coagulant. Cela dit, il est nécessaire de les remplacer fréquemment. L'achat régulier de nouvelles électrodes engendre donc une consommation accrue de matières premières pour leur fabrication, en plus d'être associé à une augmentation du transport nécessaire, ce qui entraîne des effets dommageables sur l'environnement. Aussi, le coagulat obtenu à chaque traitement doit être éliminé et des impacts environnementaux négatifs sont associés à une telle disposition. Pour ce qui est de l'impact sur l'hydrosphère (critère 1.2), une cote de 2 a été donnée. Cela est justifié parce que les procédés d'électrocoagulation permettent de retirer de multiples composés organiques et inorganiques des effluents et donc de rendre des eaux théoriques propres aux cours d'eau ou aux égouts, mais qu'en cours de traitement, d'autres composés libérés pendant la réaction, comme des ions métalliques, pourraient augmenter la nocivité des eaux traitées. Par ailleurs, la consommation d'électricité (critère 1.3) est très élevée pour l'électrocoagulation puisqu'un courant électrique doit être appliqué en continu. Ce critère a donc reçu la plus faible note (1).

Les coûts associés à l'ensemble du cycle de vie du procédé peuvent être élevés considérant l'achat fréquent de nouvelles électrodes ainsi que les besoins accrus en entretien en comparaison avec d'autres traitements étudiés. Pour ces raisons, le critère 2.1 a reçu la note de 2. D'un autre côté, à l'achat, peu d'équipements sont requis pour la mise en place d'un tel système et les coûts demeurent faibles, ce qui a valu la note de 3 au critère 2.2. Une valeur de 2 a été attribuée au critère 2.3, car une quantité d'information moyenne est

disponible au sujet de ce procédé et que cela pourrait représenter d'intéressantes opportunités de recherche, particulièrement pour l'application de ce type de système en post traitement à l'oxydation en voie humide.

En termes de création d'emplois, l'entretien important requis pour l'opération du système d'électrocoagulation explique la note de 2 obtenue par le critère 3.1. Étant donné que ce procédé n'est pas très répandu en milieu industriel, une opposition de la part de certains types d'entreprises pourrait se faire sentir pour une application à grande échelle. Cependant, le fait que ce procédé ne requière pas l'utilisation de coagulant chimique pourrait favoriser l'acceptabilité de sa mise en place dans d'autres types d'industries et c'est pourquoi la cote de 2 a été octroyée au critère 3.2. Les risques les plus méconnus associés à cette technologie sont en lien avec le rejet d'ions métalliques et le manque de spécificité dans le traitement et ces facteurs ne sont pas étudiés largement. De ce fait, il pourrait être plus complexe d'appliquer efficacement les principes de prévention et de précaution puisqu'aucune action n'est prévue pour s'opposer à ces risques. C'est ce qui explique la cote 2 du critère 3.3.

D'un point de vue technique, le critère 4.1 a obtenu 2 points. En effet, le procédé permet de traiter des polluants organiques et inorganiques de façon générale, mais ne vise pas spécifiquement les composés présents dans les effluents québécois qui sont présentés à la section 2.2. En effet, l'électrocoagulation permet de traiter des effluents très conducteurs, ce qui ne correspond pas nécessairement à la description des effluents de toutes les entreprises visées. Une note de 2 a aussi été attribuée au critère 4.2, car quelques études concernant le couplage de l'électrocoagulation à des procédés biologiques ou à d'autres types de traitement ont été réalisées, mais pas spécifiquement avec l'OVH ou d'autres procédés d'oxydation avancés. Par ailleurs, l'électrocoagulation est un procédé complexe à simuler et est plutôt testé à petite échelle, bien qu'il soit utilisé par quelques industries. Malgré tout, la recherche sur le procédé à grande échelle demeure limitée et explique la cote de 2 obtenue.

5.3.3. Procédés électrochimiques par membrane

Un pointage total de 42 a été obtenu pour les procédés électrochimiques par membrane. La membrane utilisée dans les procédés électrochimiques par membrane peut être régénérée à quelques reprises, ce qui est un avantage environnemental puisque moins de ressources premières sont requises pour la fabrication des membranes. Cette régénération est toutefois limitée, ce qui permet de comprendre la cote de 2 pour le critère 1.1. Le critère 2.2 obtient, quant à lui, la cote de 1. En effet, les systèmes électrochimiques par membrane permettent de retirer les polluants d'un milieu aqueux, mais ne les détruisent pas. Par la suite, il faut donc éliminer des milieux contenant les composés polluants. Qui plus est, ce ne sont pas tous les composés polluants qui peuvent être retirés par ce procédé et les eaux qui pourraient être renvoyées aux cours d'eau ne seraient ainsi pas optimales. La note de 2 a été attribuée au critère de consommation énergétique (1.3), ce qui s'explique par un besoin modéré en électricité pour générer le courant permettant le transfert des ions d'un côté à l'autre des membranes.

Le premier critère économique (2.1) a reçu une cote de 2. Le principal coût associé à l'ensemble du cycle de vie des systèmes électrochimiques par membrane est l'achat de ces membranes. Or, celles-ci ont une durée de vie plutôt élevée, ce qui permet de limiter les coûts qui y sont associés. Considérant le coût lié à l'achat des systèmes membranaires et de l'équipement permettant son fonctionnement, l'investissement à l'achat (critère 2.2) est élevé et la note de 1 a été décernée à ce critère. Le critère 2.3. s'est vu attribué une évaluation de 2 qui est explicable par l'étendue de la recherche à petite et moyenne échelle, mais le peu d'études faites à l'échelle industrielle, ce qui pourrait engendrer des opportunités d'innovation intéressantes par rapport à ce procédé.

Peu d'emplois sont créés par la mise en place d'un tel système en entreprise, ce qui justifie la cote de 1 décernée au critère 3.1. En effet, l'opération du traitement est simple et ne nécessite pas de maintenance régulière. En matière d'acceptabilité par les parties prenantes (critère 3.2), le procédé est plutôt répandu, ce qui pourrait être favorable, mais étant donné les coûts élevés qui y sont associés, plusieurs parties prenantes seraient à même de s'y opposer, ce qui pourrait compliquer l'implantation d'un tel système de traitement. Ce critère a donc été évalué à 2 points. Puisque les différents types de membranes et ce qu'elles permettent de traiter comme polluants sont bien étudiés, les limitations techniques de la méthode sont bien connues. Elle peut donc être utilisée pour le traitement d'effluents appropriés, ce qui limite les risques environnementaux associés à leur rejet dans les milieux aquatiques par la suite. C'est ce qui justifie la note de 3 reçue par le critère 3.3.

Techniquement, quelques difficultés peuvent être perçues de la part des systèmes électrochimiques par membrane. D'abord, cette méthode permet surtout de retirer des composés ioniques des effluents d'eaux usées, ce qui ne correspond pas exactement au cas étudié. De plus, aucune étude évaluant un couplage de cette technologie avec une méthode d'oxydation n'a été repérée. Qui plus est, en utilisant les systèmes à membrane en post traitement, une quantité trop importante de composés polluants non ionique persisterait dans les eaux. Les critères 4.1 et 4.2 ont donc reçu une cote de 1. Ce type de procédé est utilisé par quelques industries, mais à des échelles généralement plutôt faibles, ce qui s'explique par le temps d'opération élevé, les coûts importants et la nécessité d'avoir des composés ioniques à traiter. Le critère 4.3 a donc obtenu la note de 2.

5.3.4. Traitement par boues activées

Les traitements par boues activées ont récolté un total de 64 points. Le principal impact négatif sur l'environnement perceptible tout au long du cycle de vie des traitements par boues activées est la génération d'un volume important de boues. Ces boues doivent ensuite être transportées et éliminées et c'est notamment pour cette raison qu'une cote de 2 a été attribuée au critère 1.1. La même cote a été attribuée au critère 1.2. En effet, les systèmes de traitement par boues activées permettent de transformer plusieurs types de composés polluants, principalement des polluants organiques, mais une mauvaise gestion des boues pourrait entraîner des effets néfastes sur les plans d'eau et les écosystèmes qu'ils renferment. Le

critère 1.3 est évalué à 1, car il y a une grande demande en énergie pour l'opération du procédé, notamment pour le chauffage du réacteur ainsi que son agitation.

La note de 2 pour le critère 2.1 est principalement attribuable aux coûts de gestion des boues tout au long de la vie d'opération du procédé ainsi qu'au maintien des conditions d'opération. Cependant, le coût du procédé à l'achat est faible puisque peu d'équipement, outre le réacteur, est requis et la note de 3 a donc été attribuée au critère 2.2. Pour le critère 2.3, une évaluation de 2 points a été faite. En effet, une recherche approfondie est nécessaire pour sélectionner la souche de microorganismes appropriée, ce qui peut permettre d'optimiser le procédé et de réduire les coûts, mais le procédé par boues activées est l'un des procédés biologiques les plus utilisés dans le milieu industriel et ce côté peut donc représenter un moins grand potentiel d'innovation.

Les procédés par boues activées nécessitent des ressources humaines pour l'entretien et l'optimisation du système et le choix des paramètres dans différentes conditions. Toutefois, une simplicité d'opération demeure et la cote de 2 a donc été attribuée au critère 3.1. Par ailleurs, ce type de procédé est très répandu et est donc à même d'être accepté autant par les autorités régulatrices que par les industries et les centres de recherche pour le développement du procédé et de ses paramètres opérationnels. Pour cette raison, le critère 3.2 a reçu la note de 3. Puisque le traitement par boues activées est fréquemment utilisé, les risques pour la société ainsi que les risques environnementaux sont bien connus et des actions peuvent donc être appliquées pour y remédier ou pour les prévenir dès l'implantation du procédé en ayant une bonne connaissance des enjeux, ce qui mérite une cote de 3 au critère 3.3.

Du côté technique, les procédés par boues activées possèdent plusieurs forces. D'abord, ils permettent de traiter efficacement une grande variété de composés organiques retrouvés dans les effluents étudiés, dont le méthanol, l'un des composés qui participent le plus à la DCO dans le cas visé, tel que décrit à la section 2.2. Ce type de procédé est aussi souvent utilisé en post traitement à d'autres systèmes qui permettent un premier traitement plus grossier des effluents. Enfin, le traitement par boues activées est largement utilisé, particulièrement dans le domaine du traitement des eaux municipales dans plusieurs villes québécoises et dans plusieurs industries. Ainsi, même si le transfert du procédé à grande échelle peut poser quelques défis, plusieurs connaissances à son sujet sont déjà acquises commercialement. La cote de 3 a donc été attribuée aux critères 4.1, 4.2 et 4.3.

5.3.5. Réacteur à biofilm

Les réacteurs à biofilm ont obtenu un score total de 68. Concernant l'impact environnemental tout au long du cycle (critère 1.1), cette technologie a obtenu une note de 2. En effet, un faible volume de boues est généré avec ce traitement en comparaison avec d'autres traitements biologiques. Toutefois, la quantité de boues générée a tout de même des impacts environnementaux néfastes, tout comme l'utilisation de matières premières pour la fabrication des matrices de support. Pour le critère 1.2, les réacteurs à biofilm se sont vu attribuer la cote la plus élevée, soit 3, puisque les composés polluants sont transformés sous d'autres formes moins dommageables plutôt que d'être seulement retirés du milieu. Ainsi cette forme

transformée induira des impacts moins importants sur les milieux aquatiques. De plus, le critère 1.3 a aussi obtenu la note de 3, car le procédé nécessite un faible apport en énergie pour son opération.

Deux points ont été accordés pour les critères 2.1 et 2.2, car les couts associés à l'ensemble du cycle de vie du traitement peuvent être très variables en fonction du support utilisé pour les microorganismes et des conditions d'opération choisies. Les couts se situent dans la moyenne en comparaison avec les autres traitements évalués. De la même façon, le procédé peut nécessiter un investissement considérable à l'achat, mais ce prix grandement variable dépend de la configuration de procédé choisie. Sur la même lancée, plusieurs paramètres peuvent ainsi être variés et permettre une meilleure efficacité du procédé, ce qui peut réduire les frais d'exploitation et peut donc présenter un bon potentiel pour de la recherche et pour l'innovation. Cela explique la cote de 3 accordée au critère 2.3.

D'un point de vue social, un procédé avec réacteur à biofilm ne permet pas une création d'emplois significative et le critère 3.1 a donc reçu une cote de 1. En effet, le procédé nécessite peu de maintenance et d'opérations fréquentes puisqu'il y a peu de pièces d'équipement requises. Cependant, une bonne acceptabilité par la majorité des parties prenantes est prévisible puisque ce n'est pas un type de procédé auxquels de nombreux problèmes ont été associés dans le passé et que les forces soulevées dans la littérature l'emportent généralement sur les limitations de la technologie. Le critère 3.2 a donc reçu la note de 3, tout comme le critère 3.3. Puisque les réacteurs à biofilm sont un traitement plutôt bien compris, peu d'incertitudes persistent au sujet de son utilisation et les principes de précaution et de prévention peuvent donc être appliqués efficacement.

Techniquement, cette méthode de traitement obtient de bons résultats. D'abord, le critère 4.1 s'est vu attribué la cote de 3 puisque le traitement permet de transformer les composés organiques autant que les solides dissouts et d'ainsi réduire la DCO, ce qui correspond à certains des objectifs. Par ailleurs, le critère 4.2 est aussi évalué à 3 points, car des études spécifiques évaluant l'utilisation des réacteurs à biofilm en post traitement à l'OVH ont été réalisées et ont conclu que le couplage était réaliste et permettait d'améliorer le traitement. Le critère 4.3 reçoit un pointage de 2 étant donné que la difficulté à modéliser ce type de procédé peut complexifier son utilisation à l'échelle industrielle. Certaines applications en industries ont tout de même été réalisées, ce qui explique la cote attribuée.

5.3.6. Procédés bioélectrochimiques

L'évaluation des procédés bioélectrochimiques leur procure un pointage total de 54 points. Le critère 1.1 a obtenu une note de 2 en considérant le volume élevé de boues engendré par ce procédé, dont la disposition entraîne de nombreux impacts environnementaux néfastes, et en considérant le changement fréquent des électrodes qui est requis dans ce type d'opération. Trois points ont été attribués au critère 1.2 puisque cette technologie permet de traiter une grande variété de polluants en les transformant sous des formes moins polluantes avant de les renvoyer vers l'élimination ou vers les réseaux d'eau. Pour la consommation énergétique du procédé (critère 1.3), 2 points ont été octroyés, car bien que ce procédé nécessite une

consommation importante d'électricité pour son fonctionnement, il peut aussi permettre de produire de l'électricité, ce qui peut compenser une partie de la consommation.

Du côté économique, une des difficultés récurrentes pendant une partie du cycle de vie de la technologie est la difficulté de se procurer des électrodes appropriées sur le marché, ce qui peut entraîner des coûts plus élevés lorsque les électrodes doivent être remplacées. Cela justifie la cote de 1 attribuée au critère 2.1. Le critère 2.2 a, quant à lui, obtenu une cote de 2, le coût de l'équipement étant dans la moyenne lors de l'achat en comparaison avec les autres traitements étudiés, puisque certains équipements particuliers peuvent nécessiter plus de ressources financières. Concernant la recherche et l'innovation (critère 2.3), la cote maximale de 3 a été attribuée puisque ce type de méthode est en développement présentement et parce que la génération d'électricité qui est possible à partir de ce procédé peut permettre de nombreuses innovations dépassant les limites du traitement des effluents industriels et pouvant comporter des avantages économiques à moyen ou long terme.

Les procédés bioélectrochimiques ne nécessitent pas une maintenance importante par rapport à d'autres procédés étudiés ni d'opérations régulières à effectuer. Ce faisant, peu d'emplois sont créés par son implantation et la cote de 1 a été attribuée au critère 3.1. Comme les procédés bioélectrochimiques ne sont pas encore largement développés et qu'il n'est pas simple de se procurer les produits consommables ou les électrodes nécessaires à son opération, il est possible qu'il y ait une opposition de la part de certaines entreprises. De plus, la génération d'électricité qu'elle engendre peut être importante et est un des objectifs premiers du développement de cette technologie. Sur ce point, une opposition de la part d'organismes gouvernementaux tels qu'Hydro-Québec pourrait être constatée. Pour ces raisons, le critère 3.2 a reçu une cote de 2. Pour le critère 3.3, un pointage de 2 a été décerné. En effet, des mesures doivent tout de même être mises en place pour contrer ou prévenir les risques associés à l'utilisation du procédé en respectant les principes de précaution et de prévention. Cependant, le fait que les conséquences sur cette méthode de traitement ne soient pas entièrement connues à moyen et long terme peut rendre son analyse de risque plus complexe.

Pour le critère technique 4.1, une note de 2 a été donnée puisque ce type de traitement permet de traiter des composés organiques variés, mais pas nécessairement l'entièrement des composés polluants des effluents visés, bien qu'ils n'y soient pas réfractaires. Un procédé bioélectrochimique ne pourrait pas, à l'heure actuelle, être utilisé seul pour traiter des effluents industriels très concentrés et doit être couplé à un prétraitement. Toutefois, la littérature ne fait pas état d'une utilisation conjointe avec l'OVH et c'est ce qui explique la note de 2 qui a été attribuée au critère 4.2. La complexité en lien avec la modélisation de ce type de procédé et le fait que la technologie soit plutôt récente justifient la cote de 1 obtenue pour le critère 4.3. En effet, peu d'applications industrielles en sont faites et le procédé est développé à plus petite échelle ou en laboratoire à l'heure actuelle.

5.4. Interprétation de la grille d'analyse

L'interprétation des résultats vise à identifier le sens des résultats globaux et spécifiques obtenus en lien avec le contexte de la problématique étudiée. Les résultats obtenus pour chacun des procédés et les quatre catégories de critères sont présentés à la figure 5.1. Globalement, cette figure permet de mettre de l'avant l'avantage des procédés de traitement par boues activées et de réacteur à biofilm comparativement aux autres méthodes, avec des pointages de 64 et 68 points respectivement.

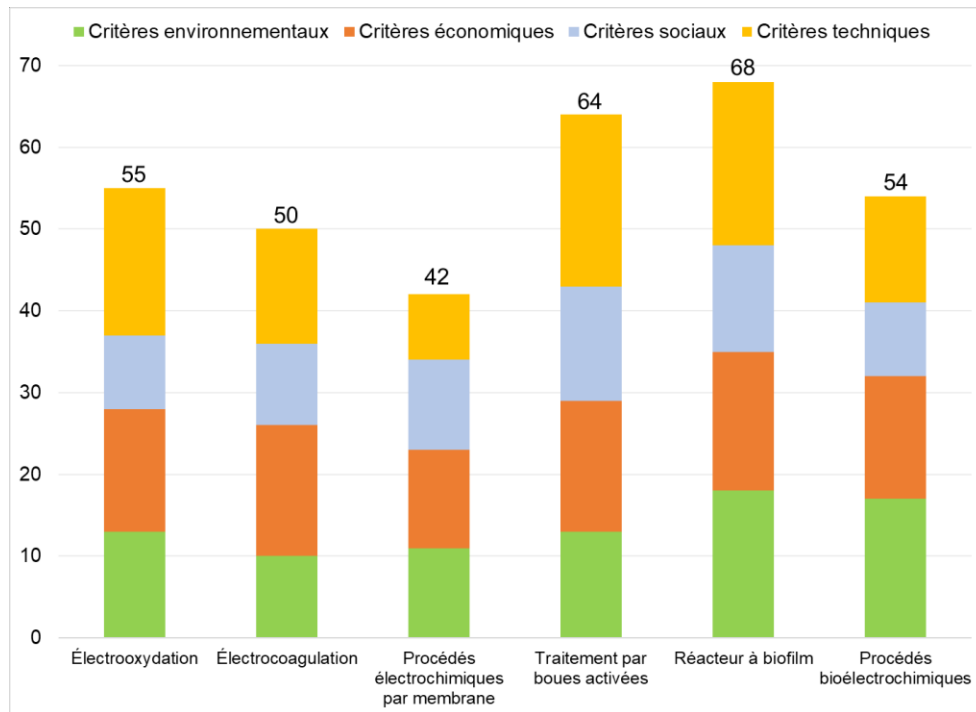


Figure 5.1 : Résultats obtenus pour l'analyse multicritère

De façon plus spécifique, il est intéressant de comparer les pointages obtenus dans les diverses catégories de critères. Concernant l'aspect environnemental, les réacteurs à biofilm, avec 18 points, et les procédés bioélectrochimiques, avec 17 points, se situent loin devant les quatre autres procédés, qui ont obtenu entre 10 et 13 points. Alors que la consommation énergétique joue un rôle important dans ces résultats, c'est plutôt leur performance sur la protection de l'hydrosphère qui distingue les deux procédés meneurs, puisque ceux-ci permettent de transformer les polluants sous d'autres formes moins dommageables pour l'environnement plutôt que d'uniquement retirer les polluants des eaux usées.

Pour ce qui est des critères économiques, les réacteurs à biofilm ont obtenu le plus haut pointage, à 17 points, bien que les procédés bioélectrochimiques (15 points), l'électrooxydation (15 points), l'électrocoagulation (16 points) et les traitements par boues activées (16 points) en soient plutôt rapprochés. Toutefois, avec 12 points, les procédés électrochimiques par membrane présentent plus d'inconvénients économiques que les autres procédés, basé sur les critères analysés. Dans tous les cas, l'implantation d'un nouveau procédé de traitement des effluents dans une industrie engendre des coûts à l'achat, mais

également en cours d'opération. Ainsi, si un choix de traitement devait être fait en se basant uniquement sur des critères économiques, les procédés électrochimiques devraient être les derniers dans l'ordre de priorité.

Du point de vue des critères sociaux, ce sont les procédés de traitement par boues activées et les réacteurs à biofilm qui obtiennent les plus hauts pointages, soient 14 et 13 points respectivement. À l'opposé, les procédés bioélectrochimiques et les procédés d'électrooxydation obtiennent tous deux le plus faible score de cette catégorie, soit 9 points. Cette différence est grandement due à la meilleure acceptabilité potentielle de ces procédés de traitement par le plus de parties prenantes possible ainsi qu'à une meilleure connaissance et une meilleure gestion des risques qui y sont associés.

Enfin, en analysant les pointages obtenus pour les critères techniques, ce sont aussi les traitements par boues activées (21 points) et les réacteurs à biofilm (20 points) qui l'emportent. Loin derrière avec 8 points se trouvent les procédés électrochimiques par membrane. Le fait que ce type de procédé soit surtout utilisé pour traiter des composés ioniques peut expliquer, en partie, ce résultat. Les procédés bioélectrochimiques, avec 13 points et l'électrocoagulation, avec 14 points, sont aussi dans le bas du classement selon les critères techniques.

Donc, à la lumière de ces résultats, il semble logique que les réacteurs à biofilm obtiennent le pointage global le plus élevé, en possédant le plus haut score dans les sphères environnementales et économiques en plus d'avoir le deuxième plus haut pointage pour les critères sociaux et les critères techniques. Ce type de procédé semble donc être à prioriser dans le cas à l'étude, mais les traitements par boues activées, l'électrooxydation et les procédés bioélectrochimiques ne sont pas à négliger.

6. RECOMMANDATIONS

Suite à la revue des diverses technologies disponibles et à leur analyse selon des critères environnementaux, économiques, sociaux et techniques, quelques recommandations s'imposent. Elles visent le CTTÉI ainsi que le milieu scientifique et de recherche, mais aussi les dirigeants des industries ainsi que les structures de gouvernance municipales et provinciales.

6.1. Recommandations au CTTÉI et au milieu scientifique

Certaines des recommandations en lien avec l'objectif principal de l'essai visent directement le CTTÉI et concernent la suite du travail de recherche sur l'OVH alors que d'autres recommandations sont adressées à l'ensemble du milieu scientifique :

- Réaliser une étude de faisabilité technique, économique, sociale et environnementale de la mise en place d'un procédé par biofilm, en post traitement à l'oxydation en voie humide pour le contexte des effluents très concentrés québécois;
- Entretenir les relations entre le milieu scientifique et les industries afin d'assurer un transfert technologique efficace;
- Poursuivre la recherche concernant l'applicabilité d'un procédé par biofilm en post traitement à l'OVH pour le cas québécois et identifier les paramètres d'opération optimaux.

Ces recommandations visent le développement adéquat d'une nouvelle technologie de traitement des effluents industriels très concentrés au Québec. En effet, cet essai dresse les premières lignes de la recherche en matière de post traitement, mais ce développement doit être poursuivi afin de mettre en place une solution de remplacement concrète à l'exportation vers d'autres provinces et à l'incinération des effluents très concentrés. Afin d'assurer que les entreprises acceptent la mise en place d'un nouveau système de gestion des effluents, des canaux de communication ouverts doivent également unir les différentes parties prenantes.

6.2. Recommandations aux industriels

Les industries ont un rôle important à jouer pour une transition de méthode de gestion des effluents industriels très concentrés et des recommandations sont donc adressées principalement aux dirigeants de ces entreprises :

- Promouvoir la communication et la collaboration entre les industries afin de mettre en place des systèmes conjoints de traitement des effluents;
- Évaluer la faisabilité de l'implantation du système de traitement par OVH couplé à un procédé par biofilm dans les cas particuliers de chacune des industries émettant des effluents très concentrés au Québec;

- Favoriser l'utilisation de systèmes de traitement des effluents industriels ayant un impact environnemental le moins négatif possible.

Pour assurer une viabilité à long terme d'un traitement par l'OVH avec un post traitement tel que les réacteurs à biofilm, il est essentiel que le transfert de connaissance entre le milieu scientifique et les industries soit adéquat. De plus, le contexte particulier de chacune des industries peut poser certains défis à considérer dans les décisions en lien avec l'utilisation d'un système de traitement des eaux usées. Ainsi, ces recommandations ainsi qu'une considération particulière de la sphère environnementale pourront mener à l'implantation d'un système optimal.

6.3. Recommandations aux municipalités et au gouvernement provincial

Du côté de la gouvernance, les dirigeants des municipalités peuvent avoir un impact sur la gestion des effluents industriels. De plus, le gouvernement provincial, et plus particulièrement le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, possède les outils et les ressources pour améliorer l'encadrement des rejets industriels. Pour ces raisons, des recommandations ont été formulées pour ces deux parties prenantes :

- Maintenir ou renforcer les normes en vigueur pour les rejets d'effluents industriels dans le *Modèle de règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égout des municipalités du Québec* en considérant que de multiples technologies de traitement existent;
- Mettre en place un règlement encadrant l'exportation et l'élimination des effluents industriels vers d'autres provinces ou pays;
- Supporter financièrement les entreprises qui souhaitent implanter un système de traitement de leurs effluents plutôt que de les acheminer à l'incinération.

Pour le gouvernement provincial, il pourrait être pertinent de mettre en place un règlement qui empêcherait ou limiterait l'envoi des effluents trop concentrés vers d'autres régions afin d'encourager le développement de technologies permettant un traitement plus propre des effluents dans la province. Par ailleurs, il est intéressant que des seuils de concentration pour le rejet de certains composés soient édictés. Or, il sera important de conserver des normes aussi strictes, sinon plus, et d'assurer que la majorité des villes québécoises où sont rejetés des effluents très concentrés émettent elles-mêmes des règlements ayant au minimum la même sévérité. Enfin, un support financier pourrait encourager l'utilisation de traitements moins dommageables pour l'environnement par les entreprises. Cette option pourrait être envisagée dans le cas d'un développement à plus grande échelle du procédé d'OVH couplé, par exemple, à des réacteurs à biofilm. Cette mesure pourrait encourager les premières entreprises rejetant des effluents très concentrés à retenir cette méthode de traitement, ce qui résulterait en des impacts environnementaux plus positifs.

CONCLUSION

La gestion des effluents industriels est un enjeu d'intérêt au Québec, comme le démontre la multitude de normes et de règlements mis en vigueur dans les dernières années. Les rejets industriels ainsi que les rejets aux égouts sont donc encadrés en considérant les conséquences potentielles qu'ils peuvent engendrer. De plus, en tenant compte du désir du gouvernement québécois de mettre de l'avant des actions s'inscrivant dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement, il semble pertinent de s'intéresser à la question.

Actuellement, les effluents très concentrés rejetés par les industries québécoises sont gérés par une entreprise les transportant dans une autre province, où ils sont alors incinérés ou éliminés. En effet, en plus d'être efficace environnementalement, le procédé de disposition des effluents doit être rentable économiquement et techniquement faisable, en plus de respecter des critères sociaux. Afin de remédier à cette situation qui comporte un coût environnemental élevé, le CTTÉI étudie actuellement le développement d'un traitement d'oxydation en voie humide. Or, un post traitement doit être ajouté à ce procédé afin que les effluents qui en sortent respectent les normes de rejet dans le milieu en vigueur.

Ainsi, l'objectif principal de cet essai était d'identifier et de comparer des procédés de post traitement à l'OVH en répertoriant les différentes options possibles, en retenant des procédés électrochimiques et biologiques et en identifiant leurs forces et limites d'opération. L'analyse multicritère basée sur des critères environnementaux, économiques, sociaux et techniques permettait de compléter l'atteinte de cet objectif, avant d'émettre des recommandations.

Le premier chapitre a donc permis de mettre de l'avant le contexte de la problématique, en décrivant la situation à laquelle sont confrontées les industries par rapport au rejet d'effluents très concentrés afin de se conformer aux normes en vigueur. Une solution optimale considérant toutes les sphères du développement durable en est donc un traitement permettant de respecter les seuils de rejet émis dans le *Modèle de règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égout des municipalités du Québec*, qui lui est basé sur le *Règlement 2008-47* de la CMM.

Par la suite, le chapitre 2 a permis de présenter l'oxydation en voie humide comme un procédé d'oxydation en eau sous-critique dans des conditions de température et de pression élevées. Ce chapitre a également mis de l'avant les problématiques liées à la composition des effluents à leur sortie de l'OVH, soient notamment une DCO trop élevée, une trop grande concentration en azote total Kjeldahl et un pH trop faible en comparaison avec la réglementation québécoise. Les impacts environnementaux des rejets atmosphériques lors de l'incinération, les impacts sociaux liés aux problématiques de santé ainsi que les impacts économiques liés aux coûts d'incinération d'effluents ont permis de mettre en lumière l'intérêt de l'utilisation d'un traitement par OVH.

L'identification des procédés a été démarrée au chapitre 3. Les trois procédés électrochimiques discutés sont donc l'électrooxydation, qui consiste en l'oxydation de polluant à la surface d'électrodes,

l'électrocoagulation, soit la dissolution d'électrode dans l'eau qui permet la libération d'ions et la coagulation des polluants, et l'utilisation de procédés à membrane, qui permet un échange d'ions à travers une membrane pour retirer les polluants du milieu. Ces procédés ont été décrits, puis les conditions et paramètres d'opération ont été discutés pour ensuite compléter avec les forces et faiblesses de chacune de ces technologies.

Le quatrième chapitre a, quant à lui, permis de présenter les procédés biologiques retenus. La description des traitements par boues activées, qui visent à favoriser la croissance microbienne pour mener à la consommation ou l'oxydation des polluants par les microorganismes, a d'abord été présentée. Les réacteurs à biofilm, qui incluent l'attachement des microorganismes à une matrice solide pour favoriser la consommation des polluants par les bactéries, puis les procédés bioélectrochimiques, qui utilisent des microorganismes pour convertir de l'énergie chimique en énergie électrique, ont complété cette section. Les paramètres opératoires d'influence pour chacun de ces procédés ont été discutés, tout comme les avantages et les limitations de chacun d'entre eux.

Au cinquième chapitre, la méthodologie utilisée pour l'analyse multicritère a été présentée et des critères ont été choisis pour quatre catégories, soit des critères environnementaux, des critères économiques, des critères sociaux et des critères techniques. Les résultats ont permis de classer les six procédés étudiés en ordre de priorité quant à leur concordance avec les besoins du cas étudié.

Les recommandations émises au sixième chapitre visent autant la communauté scientifique et le CTTÉI que les industries et les instances de gouvernance. Elles concernent notamment la poursuite de la recherche concernant la faisabilité du couplage entre l'OVH et un post traitement tel que les réacteurs à biofilm ainsi que la communication entre le milieu scientifique et les industries afin d'assurer un transfert adéquat des connaissances. L'encadrement réglementaire de la gestion des effluents industriels est aussi touché dans les recommandations par des propositions de maintien des normes sur les rejets ainsi que l'ajout de règlements concernant l'exportation des effluents trop concentrés à l'extérieur du Québec.

De cette façon, l'objectif principal d'identification et de comparaison de procédés de post traitement à l'OVH a été atteint par l'étude de six procédés de traitement, tant électrochimiques que biologiques. L'analyse multicritère qui s'en est suivie a permis de déterminer que selon les critères environnementaux, économiques, sociaux et techniques sélectionnés, les réacteurs à biofilm ou les traitements par boues activées seraient à prioriser dans le contexte des effluents industriels très concentrés, alors que les procédés électrochimiques par membrane ne semblent pas être appropriés pour la situation étudiée. Les recommandations ont permis de compléter l'atteinte de l'objectif principal.

Pour la suite, il serait donc intéressant d'étudier plus en détail les procédés recommandés, soient, en priorité, les réacteurs à biofilm puis les traitements par boues activées. Une recherche plus approfondie permettrait de mieux identifier les conditions opératoires à envisager pour la mise en place d'un tel système ainsi que l'efficacité d'un couplage avec l'OVH en conditions réelles de laboratoire. Qui plus est, afin

d'ajouter une valeur supplémentaire au développement du procédé, il pourrait être intéressant d'évaluer le potentiel de récupération de certains composés polluants transformés par les microorganismes ou la production d'électricité par le système. Les suites de la recherche semblent donc prometteuses et de nombreuses opportunités d'optimisation pourront être mises de l'avant.

RÉFÉRENCES

- Andersson, S. (2009). *Characterization of Bacterial Biofilms for Wastewater Treatment*. School of Biotechnology, Royal Institute of Technology. Sweden.
- Azarian, G., Miri, M. et Nematollahi, D. (2017). Combined Electrocoagulation/Electrooxidation Process for the COD Removal and Recovery of Tannery Industry Wastewater. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 37(2). 637-644. Repéré à <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ep.12711>
- Basha, C.A., Gosh, P.K. et Gajalakshmi, G. (2008). Total dissolved solids removal by electrochemical ion exchange (EIX) process. *Electrochimica Acta*, 54. 474-483.
- Bélanger, P. (2010). *Analyse écotoxicologique de l'effluent traité des eaux usées de la Ville de Montréal* (Essai de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec). Repéré à https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais2010/Belanger_P__12-07-2010_.pdf
- Bishop Water. (2013). Industrial Wastewater Treatment Using Biofilm Technology. Repéré à https://bishopwater.ca/wp/wp-content/uploads/2016/12/20160426145002_bwbc-02-industrial-wastewater.pdf
- Bourgin, M., Beck, B., Boehler, M., Borowska, E., Fleiner, J., Salhi, E., ...McArdell, C.S. (2018). Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products. *Water Research*, 129. 486-498.
- Butler, C.S. et Boltz, J.P. (2014). Biofilm Processes and Control in Water and Wastewater Treatment. Dans S. Ahuja (dir.), *Comprehensive Water Quality and Purification* (vol. 3, p. 90-107). États-Unis : Elsevier.
- Cantin, C. (2017). *Analyse de développement durable du programme de stabilisation des berges du Lac Saint-Jean de Rio Tinto Alcan* (Essai de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec). Repéré à https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/10555/Cantin_Catherine_MEnv_2017.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Capdeville, B. et Rols, J.L. (1992). Introduction to biofilms in water and wastewater treatment. *Biofilms – Science and Technology*. 13-20.
- Caravali, M., Lote, M.L. et Echeverry, L.C. (2017). Evaluacion de los Parametros Fisicoquimicos en un Reactor Discontinuo de Lodos Activados para el Tratamiento de Aguas con Metanol. *Ingenieria*, 22(1). 98-110.
- Centre de transfert technologique en écologie industrielle (CTTÉI). (s.d.). Une solution de traitement efficace pour les effluents organiques. Repéré à <http://www.cttei.com/oxydation-hydrothermale-de-residus/>
- Chakchouk, I., Elloumi, N., Belaid, C., Mseddi, S., Chaari, L. et Kallel, M. (2017). A combined electrocoagulation-electrooxydation treatment for dairy wastewater. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 34(10). 109-117. Repéré à http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-66322017000100109&lng=en&tlng=en

- Choudhury, P., Uday, U.S.P., Mahata, N., Tiwari, O.N., Ray, R.N., Bandyopadhyay, T.K. et Bhunia, B. (2017). Performance improvement of microbial fuel cells for waste water treatment along with value addition: A review on past achievements and recent perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 79. 372-389.
- Debellefontaine, H., et Foussard, J. N. (2000). Wet air oxidation for the treatment of industrial wastes. Chemical aspects, reactor design and industrial applications in Europe. *Waste Management*, 20. 15-25.
- Demirbas, E. et Kobya, M. (2017). Operating cost and treatment of metalworking fluid wastewater by chemical coagulation and electrocoagulation processes. *Process Safety and Environmental Protection*, 105. 79-90.
- Descoins, N., Deleris, S., Lestienne, R., Trouvé, E. et Maréchal, F. (2012). Energy efficiency in waste water treatments plants: Optimization of activated sludge process coupled with anaerobic digestion. *Energy*, 41. 153-164.
- Dewil, R., Mantzavinos, D., Poulis, I. et Rodrigo, M. A. (2017). New perspectives for Advanced Oxidation Processes. *Journal of Environmental Management*, 195. 93-99. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479717303353?via%3Dihub>
- Emamjomeh, M.M. et Sivakumar, M. (2009). Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of Environmental Management*, 90. 1663-1679.
- Feki, F., Aloui, F., Feki, M. et Sayadi, S. (2009). Electrochemical oxidation post-treatment of landfill leachates treated with membrane bioreactor. *Chemosphere*, 75. 256-260.
- Feng, Y., Yang, L., Liu, J. et Logan, B.E. (2016). Electrochemical technologies for wastewater treatment and resource reclamation. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2. 800-831. Repéré à <http://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2016/ew/c5ew00289c/unauth#!divAbstract>
- Garcia-Segura, S., Eiband, M.M.S.G., De Melo, J.V. et Martinez-Huitle, C.A. (2017). Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 801. 267-299.
- Garcia-Segura, S., Ocon, J.D., Chong, M.N. (2018). Electrochemical oxidation remediation of real wastewater effluents – A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 113. 48-67.
- Gaurina-Medjimurec, N. (2014). *Handbook of Research on Advancements in Environmental Engineering*. IGI Global. Repéré à <https://www.igi-global.com/dictionary/electrochemical-technologies-for-industrial-effluent-treatment/45626>
- Gogate, P. R. et Pandit, A. B. (2003). A review of imperative technologies for wastewater treatment II: hybrid methods. *Advances in Environmental Research*, 8. 553-597. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1093019103000315>
- Hai, F. I., Yamamoto, K. et Fukushi, K. (2007). Hybrid Treatment Systems for Dye Wastewater. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37(4). 315-377. Repéré à <http://ro.uow.edu.au/cgi/viewcontent.cgi?article=8230&context=scipapers>
- Hakizimana, J.N., Gourich, B., Chafi, M., Stiriba, Y., Vial, C., Drogui, P et Naja, J. (2017). Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination*, 404. 1-21.

- Harimurti, S., Dutta, B.K., Fauzi, I., Ariff, B.M., Chakrabarti, S. et Vione, D. (2010). Degradation of Monoethanolamine in Aqueous Solution by Fenton's Reagent with Biological Post-treatment. *Water, Air & Soil Pollution*, 211. 273-286.
- Jaroszek, H. et Nowak, M. (2013). Electromembrane processes in treatment of mixed industrial wastewater: An introductory research. *Chemik*, 67(10). 1011-1018.
- Kim, K.-H. et Ihm, S.-K. (2011). Heterogeneous catalytic wet air oxidation of refractory organic pollutants in industrial wastewaters: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 186. 16-34. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389410014202>
- Kincl, J., Jiricek, T., Feher, J., Amrich, M., Nedela, D., Toman, F., Velen, B., Cakl, J. et Kroupa, J. (2017). Electromembrane Processes in Mine Water Treatment. *Mine Water and Circular Economy*. 1154-1161.
- Koter, S. et Warszawski, A. (2000). Electromembrane Processes in Environment Protection. *Polish Journal of Environmental Studies*, 9(1). 45-56.
- Labelle, V. (2018). *Mise en valeur des drêches de microbrasserie et outil d'aide à la décision pour les spécialistes en environnement* (Essai de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec). Repéré à https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/11892/Labelle_Val%C3%A9rie_MEnv_2018.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Laroche Paquet, R. (2015). *Optimiser la récupération, le tri et la commercialisation des matières recyclables au Québec* (Essai de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec). Repéré à https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais_2015/Laroche_Paquet_Roxane_MEnv_2015.pdf
- Li, Y., Li, Y., Liu, Z., Wu, T. et Tian, Y. (2011). A novel electrochemical ion exchange system and its application in water treatment. *Journal of Environmental Sciences*, 23. S14-S17.
- Loi sur le développement durable*, L.R.Q. 2006, c. D-8.1.1
- Mantzavinos, D., Hellenbrand, R., Livingston, A. G. et Metcalfe, I. S., (2000). Beneficial Combination of Wet Oxidation Membrane Separation and Biodegradation Processes for Treatment of Polymer Processing Wastewaters. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 78. 418-422. Repéré à <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/cjce.5450780219>
- Minière, M., Boutin, O. et Soric, A. (2017). Experimental coupling and modelling of wet air oxidation and packed-bed biofilm reactor as an enhanced phenol removal technology. *Environmental Science and Pollution Research*, 24. 7693-7704.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2015). *Modèle de règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égout des municipalités du Québec*. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/consultation/documents/justification.pdf>
- MDDELCC. (s.d.) Les principes du développement durable : un guide pour l'action. Repéré à <http://www.mddep.gouv.qc.ca/developpement/principe.htm>

- Miranda, A.F., Ramkumar, N., Andriotis, C., Höltkemeier, T., Yasmin, A. Rochfort, S., ...Mouradov, A. (2017). Applications of microalgal biofilms for wastewater treatment and bioenergy production. *Biotechnology for Biofuels*, 10. 120-143.
- Mohanakrishna, G., Abu-Reesh, I.M. et Al-Raoush, R.I. (2018). Biological anodic oxidation and cathodic reduction reactions for improved bioelectrochemical treatment of petroleum refinery wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 190. 44-52.
- Moussa, D.T., El-Naas, H., Nasser, M. et Al-Marri, M.J. (2017). A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, 186. 24-41.
- Naraghi, Z.G., Yaghmaei, S., Mardanpour, M.M. et Hasany, M. (2015). Produced Water Treatment with Simultaneous Bioenergy Production Using Novel Bioelectrochemical Systems. *Electrochimica Acta*, 180. 535-544.
- National Research Council (US) Committee on Health Effects of Waste Incineration. (2000). Waste Incineration and Public Health. Repéré à <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK233620/>
- Nazaroff et Alvarez-Cohen. (s.d.). Biological Wastewater Treatment. Repéré à <https://www.dartmouth.edu/~cushman/courses/engs37/ActivatedSludge.pdf>
- Office de la coordination environnementale et de l'énergie du canton de Berne [OCEE]. (2008). *La boussole bernoise du développement durable – Guide*. Repéré à http://www.bve.be.ch/bve/fr/index/direktion/ueber-die-direktion/dossiers/nachhaltige_entwicklungne/nachhaltigkeitsbeurteilung/ne_berner_kompass.asset/ref/dam/documents/BVE/AUE/fr/aue_ne_nhb_excel_ne_kompass_leitfaden_f.PDF
- Olivier, M.-J. (2016). *Chimie de l'environnement* (2^e éd.). Saint-Robert, Québec : Lab Éditions.
- Oller, I., Malato, S. et Sanchez-Perez, J. A., (2011). Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination – A review. *Science of the Total Environment*, 409. 4141-4166. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969710009344>
- Ouarda, Y., Tiwari, B., Azaïs, A., Vaudreuil, M.-A., Ndiaye, S.D., Drogui, P., ...Dubé, R. (2018). Synthetic hospital wastewater treatment by coupling submerged membrane bioreactor and electrochemical advanced oxidation process: Kinetic study and toxicity assessment. *Chemosphere*, 193. 160-169.
- Ramirez, Pedro. ing.jr, Chargé de projets – Procédés propres, Centre de transfert technologique en écologie industrielle (CTTÉI).
- Särkkä, H., Bhatnagar, A. et Sillanpää, M. (2015). Recent developments of electro-oxydation in water treatment – A review. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 754. 45-56.
- Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau. (s.d.). Azote Kjeldahl. Repéré à <http://id.eaufrance.fr/par/1319>
- SREE Tech Enviro Products. (s.d.). MBBR Media manufacturers. Repéré à <https://sreetechenviro.golocal.com/search/White-MBBR-Media-Manufacturers-In-Bhubaneswar/>
- Statistiques Canada. (2011). Graphique 2 – Coût total lié à l'eau dans les industries manufacturières, par élément de coût, 2011. Repéré à <http://www.statcan.gc.ca/pub/16-401-x/2014001/ct002-fra.htm>

- Sun, H., Xu, S., Zhuang, G. et Zhuang, X. (2016). Performance and recent improvement in microbial fuel cells for simultaneous carbon and nitrogen removal: A review. *Journal of Environmental Sciences*, 39. 242-248.
- Sushma, A.K.S. (2017). Treatment of industrial organic raffinate containing pyridine and its derivatives by coupling of catalytic wet air oxidation and biological processes. *Journal of Cleaner Production*, 162. 973-981.
- Tammaro, M., Salluzo, A., Perfetto, R. et Lancia, A. (2014). A comparative evaluation of biological activated carbon and activated sludge processes for the treatment of tannery wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2. 1445-1455.
- Terasaka, K., Hirabayashi, A., Nishino, T., Fujioka, S. et Kobayashi, D. (2011). Development of microbubble aerator for waste water treatment using aerobic activated sludge. *Chemical Engineering Science*, 66. 3172-3179.
- Termium Plus. (s.d.). Oxydation. Repéré à http://www.btb.termiumplus.gc.ca/tpv2alpha/alpha-eng.html?lang=eng&srchtxt=oxidation&i=1&index=alt&sg_kp_wet=523159&fchrcrdnm=1#fichesauv-e-saverecord1
- Tugtas, A.E., Cavdar, P. et Calli, B. (2013). Bio-electrochemical post-treatment of anaerobically treated landfill leachate. *Bioresource Technology*, 128. 266-272.
- Tungler, A., Szabados, E. et Hosseini, A. M. (2015). *Wastewater Treatment Engineering: Wet Air Oxidation of Aqueous Wastes*. (1re édition). Repéré à <https://www.intechopen.com/books/wastewater-treatment-engineering/wet-air-oxidation-of-aqueous-wastes>
- United States Environmental Protection Agency. (s.d.) Green Chemistry. Repéré à <https://www.epa.gov/greenchemistry>
- Velvizhi, G. et Mohan, S.V. (2017). Multi-electrode bioelectrochemical system for the treatment of high total dissolved solids bearing chemical-based wastewater. *Bioresource Technology*, 242. 77-86.
- Vermette, J.-F., Girard, S. et Desjardins, P., (2016). Wet air oxidation for industrial wastewater and sludge treatment: first results of a new research program in Quebec. *5th International Congress on Green Process Engineering (GPE 2016)*. Repéré à <http://dc.engconfintl.org/cgi/viewcontent.cgi?article=1052&context=gpe2016>
- Vermette, J.-F., Desjardins, P., Ramirez et P. Tremblay, P. (2018). Wet air oxidation vs electro-oxidation: comparison between two clean processes for treatment of highly concentrated aqueous waste. *Centre de transfert technologique en écologie industrielle*.
- Ville de Montréal. (s.d.). Détermination de la demande chimique en oxygène dans l'eau à l'aide d'un analyseur colorimétrique. Repéré à http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/ENVIRO_FR/MEDIA/DOCUMENTS/VDM_M-CR-5.4-065_DCO.PDF
- Villeneuve, C. et al. (2014). *35 questions pour une réflexion plus large sur le développement durable : grille d'analyse de la Chaire en éco-conseil*. Département des sciences fondamentales, Université du Québec à Chicoutimi. Repéré à <http://ecoconseil.uqac.ca/outils/>

Yavuz, Y. et Ögütveren, U.B. (2018). Treatment of industrial estate wastewater by the application of electrocoagulation process using iron electrodes. *Journal of Environmental Management*, 207. 151-158.

BIBLIOGRAPHIE

- Caloric Customized Quality. (s.d.) For Aqueous Wastes. Repéré à <https://www.caloric.com/en/product/waste-incinerators-thermal-oxidisers/incinerators-for-aqueous-wastes/>
- Djelal, H., Rigail, M. et Boyer, L. (2008). Les effluents industriels et leur traitement. *Management & Avenir*, 20. Repéré à <https://www.cairn.info/revue-management-et-avenir-2008-6-page-275.htm>
- Goel, S. (2017). *Advances in solid and hazardous waste management*. Repéré à <https://www.springer.com/gp/book/9783319570747>
- Gouvernement du Canada. (s.d.). Gestion des eaux usées. Repéré à <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/eaux-usees/gestion.html>
- Guieysse, B. et Norvill, Z.N. (2014). Sequential chemical-biological processes for the treatment of industrial wastewaters: Review of recent progresses and critical assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 267. 142-152.
- Innovations fluides supercritiques. (2012). Lettre d'information : Traitement et valorisation des déchets par les technologies hydrothermales. Repéré à http://www.portail-fluides-supercritiques.com/fileadmin/user_upload/Flash_Infos/IFS_Lettre_info_n11_Dec2012_final.pdf
- Lemay, M. (2017). *Étude de faisabilité sur la recuperation du bois submerge au Québec* (Essai de maitrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec). Repéré à https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/10556/Lemay_Maud_MEnv_2017.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Luan, M., Jing, G., Piao, Y., Liu, D. et Jin, L. (2017). Treatment of refractory organic pollutants in industrial wastewater by wet air oxidation. *Arabian Journal of Chemistry*, 10. S769-S776.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017). Définitions et objectifs. Repéré à: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/developpement/definition.htm>
- MDDELCC. (s.d.) Eaux usées industrielles. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/industrielles.htm>
- Wang, L.K., Hung, Y.-T., Shammas, N.K. (2007). *Handbook of environmental engineering: Advanced physicochemical treatment technologies*. Repéré à <https://www.springer.com/us/book/9781588298607>
- Westinghouse Savannah River Company LCC. (2007). Technology Maturation Plan : Wet air oxidation for tank 48 h treatment project. Repéré à <https://www.energy.gov/em/downloads/technology-maturation-plan-tmp-wet-air-oxidation-wao-technology-tank>
- Zaviska, F., Drogui, P., Mercier, G. et Blais, F. (2009). Procédés d'oxydation avancée dans le traitement des eaux et des effluents industriels : Application à la dégradation des polluants réfractaires. *Revue des sciences de l'eau*, 22(4). 535-564. Repéré à <https://www.erudit.org/en/journals/rseau/2009-v22-n4-rseau3478/038330ar/>

ANNEXE 1 – SÉLECTION DES PROCÉDÉS ANALYSÉS

Les procédés envisagés proviennent des références suivantes : Bourgin et al., 2018; Dewil et al., 2017; Feki, Aloui, Feki et Sayadi, 2009; Feng et al., 2016; Gogate et Pandit, 2003; Hai et al., 2007; Harimurti et al., 2010; Mantzavinos et al., 2000; Minière et al., 2017; Oller et al., 2011; Ouarda et al., 2018; Sushma, 2017 et Tungler et al., 2015.

L'évaluation est faite sur une échelle de 1 à 3 et les trois procédés ayant obtenu le plus de points pour chacune des deux catégories (procédés électrochimiques et procédés biologiques) ont été retenus (identifiés en vert dans les tableaux ci-dessous).

Critère	Procédés électrochimiques				
	Oxydation à l'ozone	Procédé à ultrasons	Procédé à H ₂ O ₂	Oxydation sonophotocatalytique	Procédé photo-Fenton
Accessibilité à de l'information de qualité et pertinente	3	2	2	2	3
Accessibilité à de l'information récente	3	3	3	3	2
Applicabilité pour la composition des effluents visés	2	2	2	1	2
Possibilité d'application à l'échelle industrielle	2	1	2	1	2
TOTAL	10	8	9	7	9
Critère	Procédés électrochimiques (suite)				
	Sonification	Électrooxydation	Électrocoagulation	Électrodialyse	Procédés par membrane
Accessibilité à de l'information de qualité et pertinente	3	3	3	3	3
Accessibilité à de l'information récente	3	2	3	2	3
Applicabilité pour la composition des effluents visés	2	3	3	2	2
Possibilité d'application à l'échelle industrielle	1	3	3	1	3
TOTAL	9	11	12	8	11

Critère	Procédés biologiques et de chimie verte				
	Boues activées	Procédés par biofilm	Procédés bioélectrochimiques	Adsorption/ filtration au charbon activé	Traitement enzymatique
Accessibilité à de l'information de qualité et pertinente	3	3	3	3	2
Accessibilité à de l'information récente	2	3	3	2	2
Applicabilité pour la composition des effluents visés	3	3	3	1	1
Possibilité d'application à l'échelle industrielle	3	3	2	3	3
TOTAL	11	12	11	9	8
Critère	Procédés biologiques et de chimie verte (suite)				
	Digestion anaérobie	Bioréacteurs à membrane	Traitement à boues en anaérobie	Réacteurs à biomasse immobilisée	Réacteurs à biomasse suspendue
Accessibilité à de l'information de qualité et pertinente	3	3	2	2	2
Accessibilité à de l'information récente	2	3	2	3	3
Applicabilité pour la composition des effluents visés	2	1	2	3	3
Possibilité d'application à l'échelle industrielle	3	2	3	2	2
TOTAL	10	9	9	10	10